Российская академия наук. Сибирское отделение
Институт водных и экологических проблем
Государственная публичная научно-техническая библиотека

Серия «Экология»

Издается с 1989 г.

Выпуск 36

Сухенко Сергей Александрович

РТУТЬ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ:

НОВЫЙ АСПЕКТ АНТРОПОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ БИОСФЕРЫ

Аналитический обзор

Новосибирск, 1995

Художник И.Н. Лебедев
Оригинал-макет подготовлен с помощью системы Xerox Ventura Publisher
Верстка выполнена И.П. Куколевой
Подписано к печати 16.05.93.
Формат 60x84/16.
бумага писчая. Ротапринт. Усл.печ.л. 3,7. Уч.-изд.л. 4,2.
Тираж 500 экз.
Заказ №211. Цена договорная
ГПНТБ СО РАН. Новосибирск, ул. Восход, 15.
Типография СО РАН. Новосибирск, пр. К. Маркса, 2.

ББК С082Л2

Сухенко С.А. Ртуть в водохранилищах; новый аспект антропогенного загрязнения биосферы = Mercury In reservoirs: A new feature of man-made environmental pollution: Аналит. обзор / СО РАН. Ин-т вод. и экол. проблем, ГПНТБ. — Новосибирск, 1995. — 59 с. — (Сер. «Экология». Вып. 36).

Обзор посвящен одному из аспектов загрязнения природной среды ртутью, уникальные биогеохимические и экотоксикологические свойства которой известны достаточно давно. Однако в последние 10-15 лет было обнаружено и понято, что сооружение водохранилищ или увеличение площади уже существующих озер может приводить к значительному росту содержания ртути в рыбе даже при фоновых уровнях се присутствия в воде рек и зонах затопления. В обзоре подробно разбирается механизм данного явления, считающегося одним из самых серьезных экологических следствий создания водохранилищ. На ряде конкретных примеров демонстрируется связь содержания ртути в рыбе из водохранилищ с ртутной нагрузкой на местное население. Рассматриваются рекомендуемые превентивные меры, а также способы снижения риска для существующих водоемов. Иллюстрируется возможность прогнозирования масштаба и продолжительности ртутной проблемы для проектируемые водохранилищ на основе предварительных натурных исследований и мирового опыта.

Обзор будет полезен специалистам в, области экологической биогеохимии, химии загрязняющих веществ, водной экологии, экотоксикологии, а также студентам и аспирантам соответствующих специальностей. Он должен привлечь особое внимание специалистов в области проектирования гидротехнических и гидроэнергетических сооружений, в также всех тех, чья, научная или практическая деятельность связана с оценкой их влияния на окружающую среду.

The review is devoted to a new feature of environmental pollution by mercury which is well recognized as the a very toxic element. During the last decade It was revealed and understood that these formation of reservoirs or enlargement of natural lakes usually Increases the mercury level in fish. Nowadays it is considered as one of the most serious consequences of reservoir creation. It Js very important that these events take place for reservoirs and lakes remote from any direct source of contamination and with background levels of mercury in the local environment. The review describes in detail the mechanism of this phenomenon as well as a relation between mercury in fish and human exposure. Some measures to reduce mercury level in fish and a risk for human health are discussed. The possibility to estimate the scale and duration of mercury problem for planned reservoirs on the base of pre-impoundment studies and world experience is clear demonstrated.

The review will be useful for specialists in the fields of environmental sciences, risk assessment, water ecology, geochemistry and chemistry of pollutant, ecotoxicology as well as for students and post-graduated students.

Научный редактор акад. РАН О.Ф. Васильев
Рецензент д.х.н., проф. В.И. Белеванцев
Обзор подготовлен к печати к.п.н. О.Л. Лаврик, Н.И. Коноваловой
ISBN 5-7623-1082-5
© Государственная публичная Научно-техническая библиотека Сибирского отделения Российской академии наук (ГПНТБ СО РАН), 1995

Содержание

Введение

Уникальные биогеохимические и экотоксикологические свойства ртути известны достаточно давно. Однако в последние десятилетия было обнаружено и понято, что суть проблемы ртутного загрязнения заключается не только в продолжающемся нарастании масштабов ее поступления в биосферу. Увеличивающаяся общая антропогенная нагрузка на природные комплексы, даже отдаленно не связанная с ртутной, очень часто приводит к тому, что уже имеющаяся в среде обитания человека ртуть переходит в более подвижные и существенно более токсичные формы.

Одно из последних и неожиданных проявлений ртутного загрязнения окружающей среды подобного рода связано с человеческой деятельностью по регулированию речного стока. Было обнаружено, что сооружение водохранилищ или увеличение площадей озер может приводить к значительному росту содержания ртути в рыбе даже при фоновых уровнях ее присутствия в воде рек, породах и почвах зон затопления. Это интересное явление обоснованно считается в настоящее время одним из самых серьезных экологических следствий создания водохранилищ.

В настоящей работе дано подробное изложение современных представлений о причинах и механизмах феномена повышенного содержания ртути в рыбе на определенных этапах эволюции искусственных водоемов. Она значительно дополняет и развивает опубликованные ранее обзоры [15, 16, 89]. Рассмотрены наиболее яркие и показательные примеры проявления ртутной проблемы на конкретных объектах. Показана универсальность явления, отмечаемого в той или иной степени при различных сочетаниях природно-географических условий. На ряде конкретных примеров продемонстрирована связь содержания ртути в рыбе из водохранилищ с ртутной нагрузкой на местное население. Раскрыты рекомендуемые превентивные меры, а также способы снижения риска для уже существующих водоемов. Проиллюстрирована возможность прогнозирования масштаба и продолжительности ртутной проблемы для проектируемых водохранилищ на основе предварительных натурных исследовании и мирового опыта.

Автор смеет надеяться, что данный труд окажется полезен специалистам в области экологической биохимии, химии загрязняющих веществ, водной экологии, экотоксикологии, а также студентам и аспирантам соответствующих специальностей. Особенно ценным было бы внимание специалистов в области рационального использования водных ресурсов, проектирования гидротехнических и гидроэнергетических сооружений, а также всех тех, чья научная или практическая деятельность связана с оценкой их влияния на окружающую среду.

Глава 1.
Ртуть в водных экосистемах: краткий экскурс

Гидроэнергетическое освоение территорий, как и любая другая технократическая деятельность, не может не приводить к определенном изменениям в окружающей среде. Негативные последствия создания крупных водохранилищ — хорошо известны не только специалистам [2], но и Широкому кругу общественности. Однако во второй половине 70-х гг. появились первые сообщения о совершенно новой проблеме — стремительном росте содержания ртути в рыбе водохранилищ, происходящем после их заполнения. Самым поразительным было то, что данное явление отмечалось при отсутствии антропогенных источников ртути или ее геохимических аномалий, т.е. при фоновом ее содержании в абиотических компонентах формирующихся экосистем водохранилищ. В настоящее время в развитых странах мира этот феномен считается одной из самых экологически острых проблем гидроэнергетики [85].

Рассматриваемый элемент принадлежит к группе II б периодической системы, его порядковый номер — 80, атомная масса — 200,6 единиц и удельный вес — 5 3,55 кг/дм^3 [20]. Природная ртуть состоит из семи стабильных изотопов. По своим физико-химическим свойствам это типичный металл, обладающий, однако, при характерных для среды обитания человека условиях радом довольно необычных свойств. Низкая температура плавления (-38,87°С) приводит к тому, что уже при комнатной температуре он находится в жидком состоянии. Кипит ртуть также при сравнительно низкой температуре (+ 357,58°С). При комнатной температуре давление ее насыщенных паров очень высокое, создающее концентрацию металла в воздухе примерно в 20 мг/м^3 (при 25°С). Помимо элементарного состояния Hg(0) ртуть существует и в одновалентном Hg(I), и двухвалентном Hg(II) состояниях, причем в природной среде соединения Hg(II) встречаются значительно чаще, чем Hg(I). Соединения ртути различаются по своим миграционным и токсическим свойствам. С точки зрения риска для здоровья человека наиболее опасны пары элементарной ртути и алкилированные соединения с короткой цепью (особенно монометилртуть, CH_3Hg^+).

Весьма существенно то, что ртуть входит в группу элементов, которые, с одной стороны, являются сильно токсичными, а с другой, — достаточно широко распространенными [98]. Она повсеместно встречается во всех компонентах природной среды, но наиболее значительные концентрации связаны с районами ее месторождений и рудопроявлений. Однако подавляющая часть ртути находится в рассеянном состоянии, создавая природный глобальный геохимический фон, на который с той или иной степенью интенсивности и протяженности накладываются относительно

локальные аномалии, вызванные влиянием месторождений (рудопроявлений) и некоторых видов человеческой деятельности.

В среду обитания человека ртуть попадает в результате комплексного действия физико-химических и биохимических процессов. Ее пространственная миграция происходит, главным образом, по двум каналам — водному и атмосферному. В глобальном масштабе более значимым, видимо, является второй. В пресные вода суши она поступает при разрушении коренных пород, выщелачивании из рыхлых отложений и почв, разложении растительности и водных организмов, а также при выпадении атмосферных осадков.

Среди природных источников поступления ртути в атмосферу ведущая роль принадлежит дегазации земной коры (включая зоны ртутной минерализации) и испарению из океанов (при фотовосстановлении Hg(II) в водной толще до Hg(O)). Другие возможные источники, например, деятельность вулканов, ветровая эрозия почв или образование летучих соединений (Hg(O) и диметилртуть) в различных средах под действием микроорганизмов, представляются в настоящее время менее значимыми [67, 68, 77]. Находясь в атмосфере, ртуть легко может транспортироваться на значительные расстояния, выпадая затем на поверхность земли вместе с осадками или благодаря сухому осаждению.

Ее поток в непосредственное окружение человека увеличился в индустриальную эпоху. Некоторые виды хозяйственной деятельности и (включая и не связанные напрямую с производством или применением ртути) возмущают естественные биогеохимические циклы элемента, приводя к значительным отклонениям его содержания от фоновых значений в различных природных объектах. Важно, что современная ситуация определяется не только увеличением общего потока ртути в природную среду, но и изменением тех форм, в которых она уже присутствует.

В рассматриваемом аспекте общей проблемы миграции ртути следует сразу отметить, что создание водохранилищ не вызывает какого-либо возрастания ее суммарного количества в окружающей среде, однако оно приводит к изменению форм присутствия ртути в водных экосистемах.

К числу наиболее принципиальных изменений относится образование ртутьорганических соединений, В первую очередь, монометилртути (CH_3Hg^+). Эта реакция протекает в природных условиях, например, биохимическим путем в донных отложениях водоемов [24, 56]. Вызванное сооружением водохранилищ, затопление обширных территорий, с находящимся на них растительным покровом, создает благоприятную среду для жизнедеятельности микроорганизмов, разлагающих отмирающую в водной толще растительность и органическое веществ в верхних горизонтах почв. Особенно, интенсивно такая деструкция происходит в первые годы после затопления. Побочным продуктом этот является метилирование всегда присутствующей в почвенном и растительном покровах (даже в фоновых концентрациях) ртути. Такая трансформация ртути имеет далеко идущие экологические последствия [12, 13, 41].

У монометилртути (часто называемой просто метилртути) более высокая по сравнению с неорганическими формами ртути способность проникать через биологические мембраны [13, 72]. У млекопитающих ее поглощение из пищи происходит практически полностью. Она обладает чрез-

вычайно высоким химическим сродством к сульфгидрильньным группам белков и значительно медленнее других ртутных соединений выводится: из организма. Это приводит к ярко выраженному свойству метилртути накапливаться в живых объектах, особенно в видах, являющихся верхними звеньями трофических цепей [82]. Этому соединению ртути присуща также высокая степень токсичности, на порядки превышающая токсичность её неорганических соединений. И все это делает метилртуть одним из самых опасных загрязняющих веществ в природе [13, 18, 12]. Именно с этой формой связаны хрестоматийные случаи массовых ртутных отравлений животных (особенно птиц), а также людей с летальными исходами в Японии, Ираке и других странах (так называемая болезнь Минамата) [13, 36, 40].

Метилирование ртути может осуществляться процессами как химической, так и биохимической (с участием ферментов) природы [24, 99]. Однако как совокупность всех натурных данных, так и специально проводившиеся эксперименты показали, что в реальных природных объектах выход метилртути положительно коррелирует с общей микробиальной активностью среды. Стерилизация образцов на порядки снижает скорость метилирования [24]. Это ярко демонстрирует принципиально важную роль микроорганизмов в образовании метилртути в водной среде. Некоторые исследователи считают, что биохимическое метилирование ртути (впрочем, как и обратный ему процесс деметилирования) является своеобразным механизмом детоксикации, посредством которого определенные примитивные организмы избавляются от ртути в своем окружении путем её перевода в такую форму, которая более подвижна в водных экосистемах (как обычной диффузии в водной среде, так и способности проникать через биологические мембраны) [99]. Таким образом, ртуть достаточно быстро поступает из донных отложений в водную толщу и уходит «вверх» по пищевым цепям, накапливаясь в их конечных звеньях, а обитающие в донных отложениях микроорганизмы избавляются от своего не слишком приятного окружения за счет более высокоорганизованных существ. В принципе, ртуть метилируется в определенных количествах в донных отложениях водоемов, в почвах, водной толще, а также в кишечном тракте и коже рыб [62]. Однако именно донные отложения могут служить наиболее эффективным источником метилртути, так как они являются тем наиболее ощутимым реактором, где данные процессы протекают с экологически значимыми последствиями.

Механизм образования метилртути в природных условиях достаточно сложен и в настоящее время изучен недостаточно. Он включает в себя ряд биохимических и чисто химических стадий, каждая из которых весьма чувствительна к параметрам внешней среды. Ключевым звеном является перенос метильной группы (CH_3 -) от молекул метилкобаламина (CH_3CoB_{12}) к катионам ртути Hg^{2+} [34, 99]. Поэтому для образования метилртути необходимы условия, при которых возможно одновременное присутствие как доноров метильной группы CH_3 — (например, метилкобаламин), так и катионов Hg^{2+}. Этот момент не вполне тривиален, поскольку метилкобаламин в заметных концентрациях встречается в богатых органическим веществом донных отложениях при анаэробных условиях [59], в то время, как для существования свободноионной формы ртути (II) нужны

аэробные условия (или, вероятно, низкое содержание серы или селена). Существуют и другие факторы, которые могут стать определяющими, поэтому нельзя утверждать, как это делается во многих работах, что для метилирования ртути необходимы анаэробные (или аэробные) условия. Это зависит от других обстоятельств, и ситуация от реального объекта к объекту может кардинально изменяться.

Помимо реакций метилирования-деметилирования, определяющих конечный выход монометилртути, в донных отложениях протекают и другие важные в рассматриваемом аспекте процессы. Большую роль играет наличие серы и тех форм, в которых она присутствует при данных физико-химических условиях (окислительно-восстановительный потенциал, pH и содержание кислорода) [59, 99]. В анаэробных условиях ртуть химически связывается сульфидной серой с образованием нерастворимых соединений и становится практически недоступной для метилирующих микроорганизмов [23]. Более того, в присутствии значительных количеств сульфид-ионов образующаяся монометилртуть вовлекается в реакцию диспропорционирования с образованием слаборастворимого сульфида ртути HgS и диметилртути CH_3HgCH_3, которая в силу своей гидрофобности и летучести достаточно быстро уносится в атмосферу и покидает рассматриваемую систему [33, 59]. Другим каналом утечки в атмосферу может служить реакция восстановления Hg^{2+} до атомарной формы Hg^0 химически или, что более реализуемо для водоемов, с участием ферментов (другой пример способа детоксикации путем перевода в более лабильную форму) [99]. Схематически современные представления о круговороте ртути в водной среде отражает рис. 1.1.

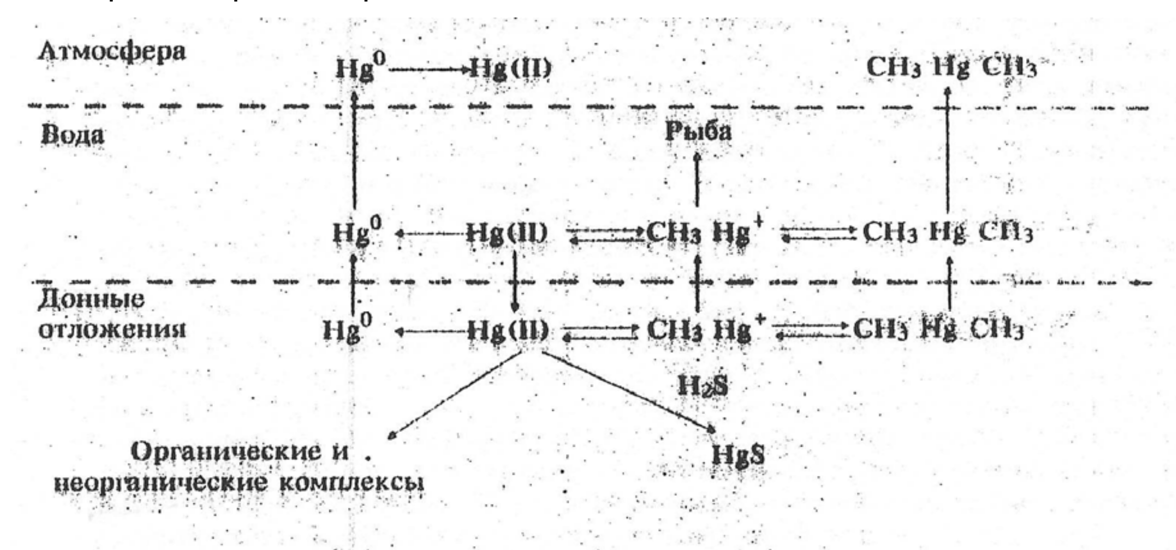


Рис. 1.1. Биогеохимический цикл ртути в водоемах [97]

Таким образом, цикл ртути в водной среде определяется совокупностью достаточно сложных взаимосвязанных процессов. Различные внешние воздействия способны сместить сложившееся природное равновесие в ту или иную сторону. Такая ситуация имеет место при создании водохранилищ, причем смещение происходит в направлении резкого увеличения выхода монометилртути. Обладая большей лабильностью по сравнению с неорганическими формами, образующаяся метилртуть поступает из верх-

него слоя донных отложений в воду и, в силу своего аномального сродства к сульфгидрильным группам белков, прочно связывается в организмах гидробионтов.

Рыба, обитающая в водоемах, поглощает метилртуть как непосредственно из воды через жабры (на этот процесс влияет химический состав воды), так и из пищи (эффективность этого канала зависит от пищевого поведения данного вида и особенностей протекания метаболических процессов) [49]. По-видимому, в обычных условиях природных водоемов преобладает второй канал. Существуют данные, что он обеспечивает до 90% поступления ртути в организм рыб [68]. Аномально высокая среди других соединений ртути эффективность усвоения монометилртути, а также ее чрезвычайно низкая скорость выведения приводят к тому, что преобладающей формой нахождения ртути в тканях рыб является монометилртуть, в этой форме она преимущественно поступает в организмы и накапливается в них [82]. Отметим, что эта доля закономерно возрастает по мере приближения к вершинам трофических цепей и достигает максимальных значений у крупных хищников. Многочисленными работами доказано, что более 80-95% ртути в мышечной ткани рыб представлено метилртутью (см., например, [47, 64, 76] или обзорные работы [12, 62, 68, 73]).

Распределение ртути по различным органам рыб не носит ярко выраженного неоднородного характера. Некоторые данные свидетельствуют о том, что несколько более повышенные концентрации характерны для печени и гонад, хотя существуют и совершенно противоположные заключения [12]. Видимо, все определяется видовыми особенностями рыб, а также некоторыми довольно тонкими деталями ртутной нагрузки на гидробионтов. В любом случае, о содержании ртути в рыбе судит по ее содержанию в мышечной ткани (спинная часть); поскольку этот показатель наиболее представителен по вполне понятным причинам. Везде ниже под концентрацией элемента в рыбе будет подразумеваться его концентрация в мышечной ткани.

При увеличении скорости метилирования в водоеме содержание ртути в рыбе, как правило, начинает стремительно расти и зачастую превышает предельные значения для ее безопасного употребления в пищу. Более того, во многих недавно созданных водохранилищах содержание ртути в мышечной ткани рыб приближается к таким значениям (-5 мг/кг, здесь и далее содержание ртути в рыбе приводится в расчете на сырой вес), которые раньше связывались только с влиянием мощных индустриальных источников [49]. Здесь уместно отметить, что такие высокие концентрации ртути в органах рыб, по-видимому, не оказывают существенного угнетающего влияния на их жизнедеятельность [54]. Однако метаболизм млекопитающих, включая человека, имеет свои особенности, поэтому установление предельно допустимых норм содержания ртути в используемой в качестве продукта питания, выглядит разумным. В большинстве стран они находятся на уровне 0,5-1,0 мг/кг.

По мнению экспертов Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ), в обычных условиях население не может потреблять с продуктами питания метилртуть в количествах, представляющих угрозу для здоровья [13]. Однако у определенных, довольно узких контингентов, в течение

достаточно длительного времени использующих в пищу рыбу, загрязненную локальными (как правило, антропогенными) источниками, в крови могут наблюдаться такие уровни содержания ртути, которые сопоставимы с отмечаемыми у лиц, подвергшихся острой интоксикации в условиях некоторых специфических производств. Другую группу риска составляют люди с аномально высоким регулярным потреблением крупных хищных океанических рыб, преодолевающих огромные водные пространства, пропускающих через жабры колоссальные объемы воды и накапливающих в силу этих причин значительные количества рассеянной в океанах ртути.

Известные случаи серьезных массовых отравлений в Японии были вызваны промышленным сбросом метиловых и других ртутных соединений в залив Минамата, что привело к накоплению ртути в моллюсках и промысловой рыбе [36, 40]. В период массовых заболеваний содержание ртути в рыбе достигало 11 мг/кг [13]. Рыба и морские продукты, добываемые из вод залива, составляли основу пищевого рациона жителей расположенных на его берегу рыбацких деревень, среди которых и отмечалось заболевание Минамата. При этом у пострадавших лиц на протяжении от нескольких месяцев до нескольких лет суточное поглощение ртути было примерно 0,3-6,0 мг.

В настоящее время эксперты ВОЗ считают, что предел допустимого суточного поглощения человеком общей ртути составляет примерно 0,04 мг. Это означает, что регулярное потребление содержащей ртуть на уровне национального значения предельно допустимой концентрации (ПДК) рыбы (0,5 мг/кг) не должно превышать в среднем 100 гр. в день. Это достаточно большая величина, поскольку даже в такой отличающейся высоким удельным весом рыбы в диете стране, как Швеция, каждый житель съедает в среднем 30 гр. рыбы в день [13]. Однако в локальных группах уровни потребления рыбы могут быть более высокими, что при повышенном содержании ртути в ней может создать серьезные проблемы со здоровьем.

В недавно созданных водохранилищах очень часто отмечаются высокие содержания ртути в рыбе, сопоставимые с наблюдавшимися в сильно загрязненных промышленными отходами водоемах. Причины данного феномена будут рассмотрены ниже. Это ставит водохранилища в ряд объектов, эксплуатация которых представляет потенциальную опасность, возможность и степень которой необходимо четко осознавать. Достаточно серьезные проблемы могут возникать там, где рыба из водохранилищ составляет основу пищевого рациона жителей, обитающих по их берегам. Заложенная в водохранилищах потенциальная опасность может реализоваться и при их использовании для коммерческого лова рыбы в странах с традиционно высоким уровнем ее потребления.

Глава 2.
Ртутные проблемы искусственных водохранилищ

2.1. США

Первое упоминание в литературе о ртути в рыбе из искусственных водоемов относится к 1974 г., когда были опубликованы данные по американскому водохранилищу Willard Bay [87]. В этом сравнительно мелководном водоеме,- расположенном в штате Юта, рыба хищных видов характеризовалась высоким содержанием ртути в мышечной ткани. Так, для большеротого окуня (Miciopterus salmoides) оно колебалось от 0,3 до 7,3 мг/кг. Однако отсутствие данных по естественным водоемам региона не позволило авторам этой пионерной работы связать высокое содержание ртути в рыбе с искусственным происхождением изучавшегося водоема.

В 1973-1975 гг. было проведено сравнительное изучение трех водохранилищ в штате Южная Каролина, расположенных в пределах одного водосборного бассейна [22]. Сопоставлялись данные по содержанию ртути в большеротом окуне, одном из наиболее типичных представителей ихтиофауны этих водоемов (табл. 2.1). Обращает на себя внимание определенная связь между содержанием ртути в рыбе и возрастом водохранилища, которая является одной из характернейших особенностей данной проблемы. Несмотря на то, что описанные водохранилища несколько различаются по величине pH воды (а, как известно по многим работам, понижение pH повышает биодоступность ртути, см., например, [27]), из результатов сравнения можно сделать вывод о том, что повышенное содержание ртути характерно для более молодых, олиготрофных водоемов.

Таблица 2.1
Ртуть в мышечной ткани большеротого окуня (Micropterus salmoides) в водохранилищах Южной Каролины [22]

Водохранилище	Возраст водоема, годы	Величина pH	Содержание ртути, мг/кг
Hartwell	12	7,0±0,2	0,68±0,09
Keowee	4	6,6±0,1	3,99±0,90
Josassee	1	6,3±0,1	4,49±0,23

Все три водохранилища удалены от возможных антропогенных источников ртути. Содержание элемента в воде не превышало 0,1 мкг/л, достаточно низким оно было в донных отложениях (<05 мг/кг) и почвах зоны затопления (0,08 мг/кг). Однако даже при таких фоновых значениях верхний однодюймовый слой затопленных почв водохранилища Jocassee содержал ртути на два порядка больше, чем вся обитавшая в нем рыба, Поэтому почвы потенциально способны быть главным источником ртути для рыбы из водоема, причем мощность этого источника совсем не обяза-

тельно должна быть постоянна во времени. По мнению авторов цитируемой работы, на величине потока ртути из ложа водохранилищ в воду сказывается кислородный режим в придонной части водоема. Донным отложениям недавно созданных водохранилищ зачастую свойственны аэробные условия, которые, по имевшимся в то время данным [25, 26], считались более благоприятными для метилирования ртути.

По мере старения водоемов в донных отложениях складывается анаэробная обстановка, при которой ртуть связывается соединениями серы или органическим веществом, что резко сокращает ее биодоступность. Объяснения подобного рода, трактующие снижение скорости метилирования ртути как следствие формирования анаэробных условий по мере старения водохранилищ, получили в дальнейшем довольно широкое распространение (см., например, [12, 73]). Определенную роль в процессе прогрессирующего со временем падения биодоступности ртути исследователи водохранилищ штата Южной Каролины связывали также с изменением трофического статуса водоема, поскольку его повышение может увеличивать Эффективность сорбции ртути из воды осаждающимся автохтонным органическим веществом с ее последующим захоронением на дне в восстановительных условиях.

Таким образом, при отсутствии внешних источников ртути обсуждаемое явление, по-видимому, носит временный характер. По мере старения водоема и повышения уровня его трофности содержание ртути в рыбе проявляет тенденцию к снижению. Такой вывод основывается и на результатах прямого Наблюдения: в водохранилище Jocassee (самом молодом из трех) среднее содержание ртути в особях Micropterus salmoides размерного класса (230-340 мм) упало за год с 1,90±0,12 до 0,69±0,06 мг/кг. По мнению авторов работы, продолжительность существования повышенных содержаний ртути в рыбе зависит от индивидуальных свойств водохранилищ и их водосборных бассейнов. Для изучавшихся водоемов шт. Южной Каролины она была оценена в 3-5 лет, что, конечно же, ни в коей мере нельзя рассматривать как некую универсальную постоянную. С точки зрения современных представлений механизм явления несколько другой и более сложён, однако в целом по тому времени его интерпретация была достаточно приемлемой.

Последующие работы по другим водохранилищам подтвердили гипотезу о том, что повышенное содержание ртути в рыбе присуще недавно заполненным водоемам. В водохранилище Сидар (шт. Иллинойс) через два года после его создания у наиболее крупных особей большеротого окуня (350-600 мм) отмечалось в среднем 0,67 мг/кг ртути [88]. Содержание ртути в почвах (0,04-0,15 мг/кг), окружающих водоем, было значительно выше, чем в донных отложениях (0,00-0,02 мг/кг). На основании этого авторы также делают вывод о том, что и в данном случае источником ртути в рыбе являются почвы. После их затопления усиливаются темпы микробиального метилирования, ртуть трансформируется в более растворимые формы и легко поступает в воду. По мере истощения верхнего слоя затопленных почв этот поток падает, и, как следствие, снижается и общее количество ртути, потенциально доступной для гидробионтов.

Отметим, что подобные рассуждения, строго говоря, далеко не бесспорны, поскольку более низкое по сравнению с почвами содержание рту-

ти в донных отложениях водохранилища может быть обусловлено перекрытием затопленных почв оседающим взвешенным минеральным веществом зарегулированной реки, а отнюдь не выщелачиванием ртути (которое вряд ли за два года могло произойти в столь значительной степени). Тем не менее, это не меняет главного — и в этом случае высокое содержание ртути в рыбе предстает проблемой преходящей, имеющей свой достаточно ограниченный срок существования. Авторы обсуждаемой работы оценили его в 5 лет. В последующих публикациях по ртутной проблеме, к сожалению, не удалось найти информации о действительной эволюции содержания ртути в рыбе из данного водоема.

Во многих долго существующих водохранилищах, обследованных через много лет после их создания, ртутная проблема, как таковая, не отмечается. Так, изучение водохранилища Американ Фоллс (р. Снейк, шт. Айдахо), проведенное в 1974 г. через 35 лет после его создания, не выявило повышенных содержаний ртути в рыбе [12, 58]. Несмотря на довольно высокий уровень ртути в абиотических компонентах (вода — 0,25-1,78 мкг/л; донные отложения — 0,21-0,95 мг/кг), ее содержание в рыбе составляет в среднем 0,30 мг/кг, хотя в некоторых наиболее крупных особях одного из видов лосося (Salmo gairdneri) достигает 0,60 мг/кг. Интересно, что для ложа данного водохранилища характерна ярко выраженная анаэробная обстановка. Отметим также, что в свете современных представлений приведенные значения содержания ртути в воде нетипичны для природных водоемов и явно завышены. Видимо, это связано с погрешностями аналитических определений ртути по повсеместно распространенным ранее методикам [39].

Другим подобным примером может служить крупное (объем — 18 км^3) горное водохранилище Поуэлл на р. Колорадо, заполнение которого началось в 1963 г. Исследования, проведенные в середине 70-х гг. [81], выявили фоновые содержания ртути в воде (в среднем — 0,01 мкг/л), горных породах ложа (0,03 мг/кг) и донных отложениях (0,05 мг/кг). На обычном уровне было и содержание элемента в рыбе (в среднем — 0,2 мг/кг), лишь для самых крупных особей отдельных хищных видов (с весом тела более 2 кг) концентрации несколько превышали 0,5 мг/кг. В ходе исследований была отмечена положительная корреляция между весом и содержанием ртути в мышечной ткани, а также рост накопления ртути по мере повышения трофического статуса вида. Однако водоем не был обследован на ранних этапах своего существования, поэтому его пример может лишь косвенно свидетельствовать о преходящем характере ртутной проблемы в водохранилищах в условиях отсутствия идентифицируемых источников ртутного загрязнения.

В литературе представлен материал по ряду водохранилищ испытывающих такое идентифицируемое ртутное загрязнение или построенных в районах так называемых техногенных ореолов рассеяния этого элемента. В верхнем течении р. Висконсин расположены три сравнительно небольшие водохранилища [81]. Объем самого крупного из них составляет примерно 0,1 км^3, площадь — 28 км^2. Донные отложения водохранилищ значительно загрязнены отходами целлюлозно-бумажных фабрик, вплоть до 70-х гг. использовавших ртуть в производственном цикле. Наибольшие объемы сбросов имели место в 50-60-х гг., затем загрязненные донные

отложения были перекрыты более поздними, с меньшим содержанием ртути. В настоящее время в верхнем слое оно изменяется от 0,3 до 0,6 мг/кг, что примерно на порядок выше уровня, отмечаемого в другом водохранилище, расположенном на этой же реке выше всех мест поступления промышленных стоков. У 16% всех выловленных особей судака (Stizostedion vutreum vureum) концентрация ртути была выше 0,5 мг/кг, для карпа обыкновенного (Cyprinus carpio) эта доля была в 2 раза меньшей. Такое загрязнение можно рассматривать как умеренное. Интересно, что подобные значения отмечаются и в одном из озер этого же бассейна, находящемся вдали от источников ртути и с низким ее содержанием в донных отложениях (0,05 мг/кг). Видимо, это связано с определенными особенностями химического состава воды данного озера — низкими значениями pH и содержания ионов кальция, что, как известно, способствует биоаккумуляции ртути [69]. Это демонстрирует то обстоятельство, о котором еще не раз будет идти речь в данном обзоре: далеко не всегда высокое содержание ртути в донных отложениях водоема отражается на рыбе, и, наоборот, повышенный уровень ртути в рыбе не всегда следствие ее высокого содержания в донных отложениях.

Более ярким примером техногенного загрязнения искусственных водоемов является водохранилище Лахонтан, созданное еще в 1915 г. на р. Карсон, шт. Невада [32]. Ложе этого небольшого водоема (объем воды — примерно 0,4 км^3, площадь поверхности — 44 км^2) сильно загрязнено ртутью, использовавшейся в прошлом веке в этих местах при добыче золота и серебра. За тридцать лет (1865-1895) потери ртути в окружающую среду составили, по имеющимся оценкам, фантастическую величину в 7,5 тыс. тонн. Несмотря на прекращение в районе к началу века горнодобывающей деятельности, донные отложения реки ниже по течению от этих мест содержат до 20 мг/кг ртути против 0,1 мг/кг в верхнем течении реки. Наибольшие концентрации отмечаются в верхней части водохранилища. Благодаря процессам метилирования эта ртуть вовлекается в пищевые цепи, и, как следствие, накапливается в рыбе в аномальных количествах — до 10 мг/кг в одном из видов окуня (Morone saxatilis). Большая часть всех отловленных экземпляров (68%) характеризовалась превышением предельно допустимого для продажи значения (1 мг/кг). Интересно, что у рыбы, обитающей в реке ниже плотины, также высокое содержание ртути.

Данный водоём по объему первичной продукции классифицируется как эвтрофный. Это должно обеспечивать достаточное количество питательного субстрата для микроорганизмов, участвующих в переводе неорганической ртути в ее метиловую форму. По мнению автора цитируемого исследования, планируемые экологические мероприятия, направленные на сокращение поступления биогенных Веществ в водоем, могут снизить микробиальную, активность, что в конечном итоге должно привести к понижению содержания ртути в рыбе. Такой вывод, в целом, представляется оправданным, поскольку сам факт высокого содержания ртути в донных отложениях говорит лишь о потенциальной опасности, для реализации которой необходимы дополнительные условия. Так, описан случай, когда очень высокие концентрации ртути в донных отложениях (до 1000 мг/кг!) сопровождались ее низким содержанием в гидробионтах [23]. Это было

обусловлено анаэробной обстановкой в условиях присутствия больших количеств соединений серы, связывающих ртуть в практически нерастворимые комплексы.

Тот факт, что содержание ртути в рыбе зачастую не коррелирует с ее содержанием в донных отложениях, иллюстрируют работы по водохранилищам, расположенным в бассейне верховьев р. Миссури [38, 80], Одно из водохранилищ (Tongue) находится в зоне добычи угля открытым способом. Наибольшее содержание ртути отмечалось в крупных экземплярах щуки (Esox hicius) — у 29% всех отловленных особей оно было выше 0,5 мг/кг [80]. Такая ситуация типична и для многих естественных водоемов, при соответствующем мониторинге и определенной регламентации потребления рыбы в пищу она серьезной опасности не представляет. В работе делается вывод о незначительном современном уровне воздействия горнодобывающей промышленности на экологическую обстановку в водохранилище Tongue. Однако планируемое расширение производства в регионе способно изменить ситуацию.

В бассейне р. Верхней Миссури в последующие годы было изучено еще 9 водохранилищ [38];. Они отличаются по морфометрическим параметрам весьма существенно: объем изменяется от 30,2 до 0,04 км^3, площадь водной поверхности — от 1489 до 7 км^2, максимальная глубина — от 140 до 14 м. К началу работ (1981 г.) их возраст составлял от 6 до 65 лет. Время водообмена оценивалось от одной недели до 3 лет. Целью работ являлось выяснение факторов, контролирующих пространственный перенос и биодоступность ртути, а также оценка масштабов ее поступления в водоемы. Тщательный анализ баланса элемента в водохранилище Tongue подтвердил, что добыча угля обусловливает только 1 % всей поступающей в водоем ртути. Другим источником является завод по переработке твердых отходов — около 9%. Основная же масса ртути (90%) поступает со всего водосборного бассейна в целом за счет естественных процессов почвенной эрозии.

Типичным представителем ихтиофауны всех 10 водохранилищ является один из видов судака (Stizostedion vitreum vitreum). Будучи хищником, он занимает высокое положение в трофической пирамиде водоемов и поэтому служит удобным объектом для исследований и мониторинга ртутной нагрузки и биодоступности элемента [53, 69]. Всего было отловлено около 900 особей разных размеров, причем логарифм содержания ртути в мышечной ткани значимо коррелировал с длиной тела. Нелинейность зависимости объясняется тем, что рост рыбы с возрастом замедляется, в то время как скорость поглощения ртути остается примерно постоянной во времени. Обработка полученных данных позволила установить регрессионные соотношения, связывающие для каждого водоема содержание ртути в мышечной ткани с длиной особи (табл. 2.2).

Таблица 2.2
Зависимость содержания ртути от длины тела судака (Stizostedion vitreum vitreum) в водоемах бассейна Миссури в 1981 г. [38]

Водохранилище	Его возраст	Регрессионное уравнение Lg(Hg) =aL-b		Рассчитанное содержание ртути в особях разных размеров, мг/кг	
		a	b	400 мм	600мм
Cookson	6	0,0019	0,82	0,87	2,08
Bighorn	16	0,0020	1,33	0,30	0,71
Fort Peck	44	0,0017	1,21	0,30	0,65
Nelson	65	0,0016	1,19	0,28	0,59
Sakakawea	28	0,0016	1,38	0,18	0,38
Tongue	42	0,0022	1,76	0,13	0,36
Oahe	23	0,0010	1,07	0,21	0,34
Sharpe	18	0,0018	1,62	0,13	0,29
Francise Case	29	0,0011	1,23	0,16	0,27
Lewis and Clark	26	0,0015	1,59	0,10	0,20

Отметим, что хотя у отдельных крупных экземпляров превышена предельно допустимая норма ртути для продажи рыбы в США (1 мг/кг), их число все же не велико. Так, в водохранилище Tongue таких особей индикаторного вида судака оказалось всего две из 163 отловленных, Поэтому авторы обсуждаемой работы считают, что в настоящее время использование в пищу рыбы из водоемов не представляет какой-либо угрозы. Даже ее регулярное употребление в пищу не способно привести к накоплению опасных для здоровья людей количеств метилртути при прочих равных условиях попадают большие количества как ртути, так и питательные вещества, стимулирующие микробиальную активность.

В этих же исследованиях было установлено, что содержание ртути в рыбе из водохранилищ выше, чем в обитающей на участках реки ниже плотин. Отметим, что такая картина встречается далеко не всегда, и ниже об этом речь будет идти более подробно.

Среди изученных водохранилищ бассейна верховий р. Миссури также самое высокое содержание ртути в рыбе отмечается в наиболее молодом из водоемов (Cookson). Причинами считаются следующие:

а) относительно недавнее создание, сопровождавшееся затоплением большого количества органики в почвах ложа, не успевшей подвергнуться значительной деструкции к моменту исследования;

б) низкое содержание глинистых частиц, способных активно сорбировать ртуть в донных отложениях;

в) высокая степень ветрового перемешивания, обеспечивающая аэробные условия и относительно высокую температуру воды на границе «вода — донные отложения».

В противоположность этому, в водохранилище Tongue, отличающемся низким содержанием ртути в рыбе, реализуются следующие условия, по-видимому, менее благоприятные для метилирования или биоаккумуляции:

а) неполное перемешивание по глубине (термическая стратификация), что приводит к более низкой температуре воды у дна и анаэробной обстановке;

б) высокие концентрации соединений серы, оксидов железа и марганца, глинистых частиц в донных отложениях.

Авторы работы [38] подчеркивают, что возможность возникновения ртутной проблемы в любом водохранилище во многом определяется рельефом и геохимическими особенностями водосборного бассейна, гидрологическим режимом самого водоема и даже конструктивными особенностями его плотины. По их мнению, существуют возможности, позволяющие значительно смягчить остроту проблемы, поскольку многие факторы, определяющие содержание ртути в рыбе, поддаются контролю. На них вполне можно воздействовать в нужную сторону разумным выбором места создания водоема, оптимальной стратегией природопользования на водосборном бассейне и правильной эксплуатацией водохранилища. Однако такую позицию следует признать, видимо, излишне оптимистической. И любой вклад в осознание распространенности этого явления и его возможных масштабов внесло изучение экологических последствий реализации ряда крупных гидроэнергетических проектов в Канаде [16].

2.2. Канада

Канада занимает одно из первых мест в мире по обеспеченности гидроресурсами и степени их освоений [1, 2]. Общий объем водохранилищ в стране на начало 90-х гг. составлял примерно 830 км^3 при годовом объеме поверхностного стока в 1200 км^3 [1]. Естественно, что при высокой степени урегулирования речного стока, а также при большом внимании, которое уделяется в Канаде проблемам окружающей среды, повышенные содержания ртути в рыбе водохранилищ при отсутствии явных источников ртутного загрязнения не должны были остаться незамеченными. И действительно, с этим явлением столкнулись уже в конце 70-х гг. в ходе реализации крупного гидроэнергетического проекта переброски вод р. Черчилл в р.Нельсон (север пров. Манитоба) для увеличения ее расхода [29, 30, 51, 52, 74].

Эта акция осуществлялась в 1974-1978 гг., точкой поворота было выбрано крупное оз. Саутерн-Индиан-Лейк. За счет перекрытия выхода из него р.Черчилл уровень водоема поднялся на 3 м. Воду из озера в р. Нельсон отводили естественными и искусственными водотоками через цепь озер, что также сопровождалось повышением их уровней [30, 74].

Поднятие уровня воды вызвало значительное расширение площадей их водной поверхности из-за затопления прилегающих территорий. Так, площадь оз. Саутерн-Индиан-Лейк возросла на 21% (от 1977 до 2391 км^2). Пожалуй, самым экологически значимым следствием этого явился стремительный (в течение двух-трех лет) рост содержания ртути в рыбе; В других водоемах провинции, не затронутых проектом, такого не наблюдалось, Для трех водоемов имелись данные По ртути в рыбе до начала реализации проекта. Последующие исследования показали резкое увеличение ее содержания, причем степень этого роста зависела от масштаба затопления прибрежных территорий [29]. Наименьший уровень для

хищных рыб (0,5-1,0 мг/кг) был отмечен в озерах, площадь которых увеличилась на 13-21%, для водоемов с ее возрастанием на 31-37% он составил уже 0,6-1,6 мг/кг, увеличению площади на 282% соответствовало максимальное содержание ртути (1,2-2,9 мг/кг); Отметим, что концентрация ртути в мышечной ткани регулярно используемой в пищу рыбы по канадским стандартам не должна превышать 0,5 мг/кг сырого веса [37].

Содержание ртути в рыбе росло в течение двух-трех лет, затем для некоторых видов произошла стабилизация на достигнутом высоком уровне. В оз. Саутерн-Индиан-Лейк концентрация ртути в щуке (Esox lucius), типичном представителе рыбоядных видов, высока уже в течение 13 лет после акции (примерно в 5 раз больше отмечаемого перед поднятием уровня). В то же время для такого типичного бентофага, как сиг (Caregonus clupeaformis), через 5 лет выявилась тенденция к снижению содержания ртути, в 1990 г. оно практически вернулось к прежнему значению [49]. Такое отличие объясняется разницей в пищевом поведении данных видов, о чем более подробно будет сказано ниже.

Максимально отмечаемые для щуки, сига и судака уровни содержания ртути в значительной степени зависят от некоторых морфометрических факторов водоемов [57]. Эти величины неплохо коррелируют с отношением площади затопления к объему водоема, но лучшее соответствие было получено при использовании двухфакторной модели, связывающей содержание ртути в рыбе определенного вида (выбранной стандартной длины) с отношением площади затопления к объему данного водоема (первый фактор) и с отношением суммарной площади всех затопленных выше по течению участков почв к суммарному объему всех расположенных выше по течению затронутых водоемов (второй фактор). Первый фактор отражает роль внутриводоемных процессов, второй — влияние на ртутную обстановку в данном водоеме всех расположенных выше по течению водохранилищ или озер с подпертым уровнем. Действие этих двух факторов обусловливает 76-84% общей вариации содержания ртути в рассмотренных видах-обитателях водоемов северной Манитобы [57].

Физический смысл такой зависимости заключается в том, что если метилирование ртути протекает в свежезатопленных почвах, то в первом приближении содержание ртути в биотических компонентах водоема должно быть пропорциональным отношению площади затопления (источник) к объему водоема (система, на которую влияет источник). При этом нужно учитывать и все расположенные выше по течению затопленные территории (т.е. источники). Отметим, что при построении таких моделей в качестве фактора, определяющего вклад затопленных почв в ртутную нагрузку на гидробионтов, было бы правильнее принимать отношение площади затопления не к объему водоема, а к объему воды, проходящему через данный водоем в течение какого-либо периода (скажем, за год). Это естественным обратом при прочих равных условиях учитывало бы и влияние такого важного параметра, как период водообмена [17].

Вся совокупность результатов продолжающихся исследований свидетельствует о том, что исходным источником ртути в рыбе затронутых проектом «Черчилл-Нельсон» водоемов Манитобы являются затопленные почвы [29, 30, 51, 52]. Их верхний гумусовый горизонт содержит несколько большие концентрации ртути (0,1 мг/кг), чем расположенные ниже. Это

значение, однако, соответствует среднему содержанию (кларку) ртути в почвах Земли [3]. Даже при таком довольно низком уровне перевод ртути в форму метилртути создал наблюдаемую картину. Интересно, что в воде концентрация ртути чрезвычайно низка, в среднем ниже 5 нг/л [29]. Эта величина составляла аналитический предел обнаружения в то время, последующие исследования по более совершенном методикам дали значения в интервале 1-3 нг/л [49]. Также невелико ее содержание во взвешенном веществе (в среднем 0,26 мг/кг) и 8 донных отложениях (в среднем 0,04 мг/кг) [29]. То, что низкие концентрации ртути в абиотических компонентах данных экосистем тем не менее сопровождаются высокими в рыбе (так минимальный коэффициент биоаккамуляции по отношению к воде для щуки составил $6{\cdot}10^{5}$), косвенным образом свидетельствует об активном протекании процессов метилирования, резко повышающей биодоступность ртути в водных экосистемах.

Таким образом, увеличение площади озер вдоль маршрута переброски вызвало резкое возрастание скорости образования Монометилртути в верхнем слое донных отложений, главным образом, за счет стимулирования данного процесса большим количеством органического вещества затопленных почв. По мнению автора работ [50, 51], которое разделяют и другие исследователи, это обеспечивается утилизацией органики метилирующими микроорганизмами и потреблением кислорода в придонном слое благодаря общей гетеротрофной активности микрофлоры. Существуют и другие благоприятные (но менее важные) факторы:

1) увеличение общего количества доступной для метилирования неорганической ртути, обусловленное затоплением наземной растительности, содержащей ртуть в определенных, пусть даже и фоновых количествах;

2) повышенное производство автохтонного органического вещества в водоемах

С другой стороны, ингобирующе действуют на метилирование ртути мелкодисперсные глинистые частицы, образующиеся при эрозии береговой зоны. Возможны три причины этого:

1) захоронение разлагающегося на дне органического вещества оседающими глинистыми частицами;

2) возрастание мутности воды и, как следствие, ослабление проникающего на дно солнечного света;

3) как показывают некоторые эксперименты [52], частицы глины интенсифицируют процессы деметилирования (перевод метилртути в неорганические формы), в то время как на скорость метилирования их влияние гораздо слабее.

Как уже отмечалось, лимитирующим фактором процесса метилирования обычно является степень микробиальной активности в верхних слоях донных отложений водоемов. Проще говоря, неорганической ртути в окружающей среде всегда «достаточно», и лишь некоторая ее часть конвертируется в метилртуть микроорганизмами. Поэтому любое улучшение условий их существования способно привести к увеличению скорости метилирования. Специальные эксперименты с крупными мезокосмами, установленными в одном из заливов оз. Саутерн-Индиан-Лейк, показали удвоение количества поглощаемой рыбой (желтый окунь, Perca flavescens)

ртути при удвоении количества добавляемого в мезокосм торфяного мха, наиболее распространенного типа растительного покрова региона [49]. До тех пор, пока продолжается разложение затопленной органики в водной среде, существуют как питательный субстрат для микроорганизмов, так и некоторый дополнительный источник ртути (затопленная растительность и органическое вещество почв). После завершения этого процесса жизнедеятельность микроорганизмов снижается, ртутная нагрузка на гидробионтов падает, и с определенным запаздыванием во времени должно происходить уменьшение содержания ртути в рыбе, начиная с ее мирных видов.

Колебания уровней водоемов при их сработке способствуют возникновению аэробной обстановки в донных отложениях (или, по крайней мере, в какой-то их части). Это оказывает двоякое влияние на метилирование: с одной стороны, увеличивается доступность неорганической ртути для метилирующих микроорганизмов, с другой — кислород угнетает их жизнедеятельность. Такая же обстановка складывается и на участках с высоким водообменом. В противоположность этому, в донных отложениях застойных зон (вернее, в их поверхностном слое) реализуются анаэробные условия, более благоприятные для жизнедеятельности наиболее активно метилирующих микроорганизмов, но одновременно снижающие доступность для них неорганической ртути. Наличие кислорода, таким образом, может как стимулировать, так и подавлять производство метилртути. Что касается обсуждаемых водоемов Манитобы, то для них образование метилртути происходило наиболее интенсивно при ярко выраженном дефиците кислорода [30]. Вообще говоря, с той или иной скоростью данный процесс протекает в довольно широком диапазоне условий, прекращаясь полностью только при экстремальной обстановке (pH или высокие концентрации сульфидов в донных отложениях). Это отражает участие в нем самых разнообразных видов микроорганизмов, каждый из которых наиболее активен при благоприятном для него сочетании физико-химических параметров среды.

Количество находящейся в водоеме монометилртути определяется совместном действием двух прямо противоположных процессов, метилирования и деметилирования. В исследованных водоемах Северной Манитобы скорость метилирования в донных отложениях, представляющих недавно затопленные почвы, была, как правило, много выше, чем в более богатых глинистыми частицами донных отложениях «естественного» дна озера. Для деметилирования ситуация была или прямо противоположной, или же примерно одинаковой по всей площади дна, как: нового, так и старого. В результате отношение «скорость метилирования / скорость деметилирования», определяющее «чистый» выход монометилртути, для участков затопления и «естественных» отличалось в большей степени, чем различие только в скорости метилирования [30]. Причем, главными факторами, влияющими на «чистый» выход метилртути, были тип и количество затопленного органического материала.

Само же отношение «скорость метилирования / скорость деметилирования» не зависело от общего содержания ртути в донных отложениях [49]. Были даже выявлены такие участки затопленных почв, над которыми концентрация метилртути в воде выше, чем в воде над участками прежнего дна водоемов (0,034 нг/л против 0,017 нг/л), несмотря на не-

сколько более низкое содержание общей ртути в первом случае (1,2 нг/л против 1,6 нг/л). Такое трехкратное превышение доли метилртути относительно общей ртути в воде над затопленными участками (3%) по сравнению с участками «естественного» дна (1%) отражает более высокое значение отношения «скорость метилирования / скорость деметилирования» именно на участках, бывших недавно лесными почвами. Более того, в оз. Саутерн-Индиан-Лейк это отношение испытывает ярко выраженные сезонные изменения, достигая максимальных значений в конце июня и августе, что лишний раз доказывает наличие контроля процессов метилирования ртути микробиальной активностью. Специальные исследования на этом же водоеме показали, что скорость метилирования выше летом, чем зимой, в то время как процесс деметилирования значительно менее чувствителен к температуре.

Именно различная величина отношения «скорость метилирования / скорость деметилирования» на разных участках оз. Саутерн-Индиан-Лейк ответственна за отмеченное выше отличие во временных трендах содержания ртути в щуке и сиге на протяжении 13 лет после увеличения площади озера [49]. Бентофаг сиг предпочитает более глубокие участки водоема, расположенные, как правило, в пределах прежней площади озера. Щука является ярко выраженным рыбоядным видом, населяющим более мелководные участки, дно которых представлено затопленными почвами. Для таких участков отношение «скорость метилирования / скорость деметилирования» выше, что и определяет большую метилртутную нагрузку на организм щук. И пока значение этого отношения для «новых» мелководий озера будет превышать значения для естественных участков дна, содержание ртути в мышечной ткани щуки будет повышенным. Продолжительность этого периода определяется количеством и типом затопленной растительности и почвенного покрова, а также особенностями деструкции отмершего органического вещества в водной среде при данных климатических условиях.

Затопленные почвы пров. Манитоба и находившаяся на них растительность имеют свою специфику. Они богаты органическим веществом, отличаются большим количеством торфяников, на них развита типичная растительность северного таежного типа. Кроме того, эта территория расположена в зоне вечной мерзлоты с суровым климатом: продолжительная холодная зима и короткое прохладное лето. Естественно, что в таких условиях процессы деструкции органического материала в водной среде более затянуты во времени, чем, скажем, в умеренных широтах. Поэтому высокие концентрации ртути в рыбе водоемов, попавших под влияние проекта «Черчилл-Нельсон», могут наблюдаться в течение нескольких десятилетий [30, 49, 84]. Лишь потом уровень ртути должен постепенно снизиться до прежнего значения, отмеченного перед началом реализации проекта. Для разных видов это происходит за разное время. Так, в оз. Саутерн-Индиан-Лейк через 16 лет для судака содержание ртути уже вернулось к прежнему значению, а для щуки все еще нет (рис. 2.1).

Роль затопленного органического вещества в процессе образования метилртути является чрезвычайно важной и, как выясняется, далеко не однозначной. Последние исследования на севере Манитобы открыли интересную особенность: зависимость скорости метилирования ртути от ко-

личества доступного бактериям органического вещества не является монотонной [53]. В лабораторных экспериментах рост количества образующейся в донных отложениях монометилртути при добавках органического вещества наблюдался лишь до определенного порогового значения, после которого такие добавки приводили к уменьшению выхода монометилртути. Такая картина, происходящая в донных отложениях на фоне возрастающей гетеротрофной активности, может быть обусловлена следующими причинами:

а) снижение доступности ртути метилирующим микроорганизмам по причине её связывания сульфидной серой и селеном, поступающими в систему при деструкции органических веществ;

б) перестройка сообществ микроорганизмов с заменой «лидера»; доминирование метилирующих ртуть микроорганизмов сменяется доминированием видов, преимущественно деметилирующих ртуть [53].

Не менее интересным моментом является и то, что зависимость между, содержанием ртути и позицией вида в трофической цепи не вполне однозначна. Высокое содержание ртути может быть следствием невысокого положения в трофической цепи, а сравнительно долгой продолжительности жизни и медленного роста. Существенную роль играют и поведенческие особенности видов. В оз. Саутерп-Индиан-Лейк среднее содержание ртути в щуке выше, чем в сиге. Эго следовало ожидать, из взаимного расположения этих видов в пищевой цепи озера. Вместе с тем, в щуке ртути больше, чем в судаке (см. рис. 2.1), хотя эти два вида занимают одинаковое положение в трофической цепи водоема и имеют примерно одинаковый пищевой рацион. Вероятная причина этого * разнице в поведении. Щука предпочитает охотиться на мелководьях, которые в данном озере представляют собой затопленные почвы и характеризуются высокой скоростью метилирования ртути. Судак же охотится по всей акватории. В оз. Саутерн-Индиан-Лейк площадь затопления сравнительно невелика, отсюда и большая разница в содержании ртути в мышечной ткани этих видов.

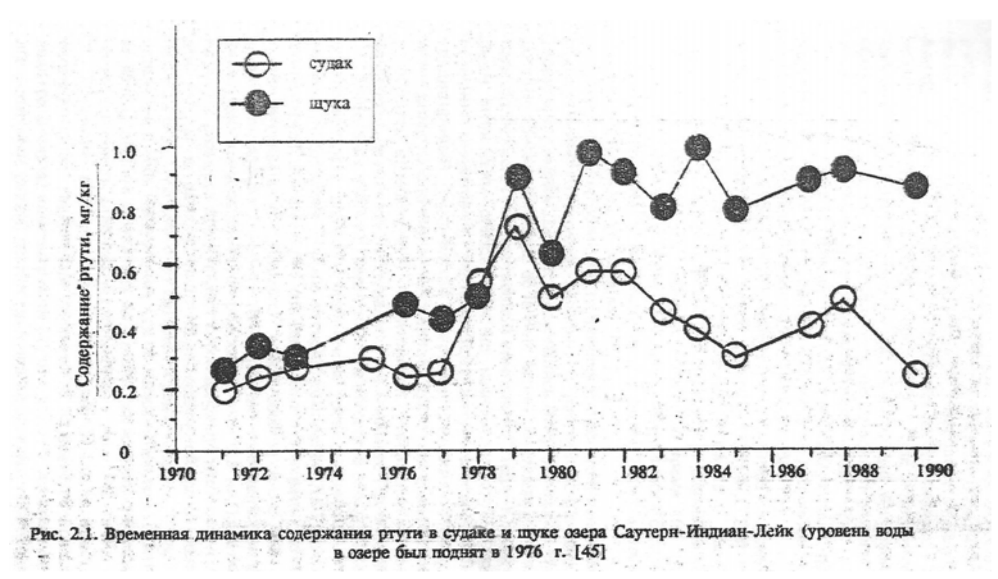


Рис. 2.1. Временная динамика содержания ртути в судаке и щуке озера Саутерн-Индиан-Лейк (уровень воды в озере был поднят в 1976 г. [45]

В других водоемах, отличающихся высоким удельным значением дополнительной площади затопления, судаку приходится проводить на мел-

ководьях значительную часть времени жизни, что нивелирует разницу в ртутной нагрузке между ним и щукой. Здесь на первый план могут выйти другие обстоятельства такие, как разница в скорости процессов метаболизма. Более интенсивный метаболизм судака в водоемах такого типа может привести к более высокой по сравнению со щукой концентрации ртути. Это и наблюдается в ряде водоемов маршрута переброски, отличающихся большим удельным вкладом затопленных почв в общую площадь донных отложений [53]. Именно судак является ярко выраженным индикаторным видом, интегрирующим и усредняющим пространственную неоднородность в скоростях образования метилртути в донных отложениях. Из трех наиболее изученных видов (щука, судак, сиг) только для судака содержание ртути в мышечной ткани значимо коррелирует со средней скоростью метилирования ртути. Аномально низкой способностью к биоаккумуляции ртути обладает сиг.

Поскольку рыба является одним из основных продуктов питания коренного населения, обитающего вдоль маршрута переброски, а оз. Саутерн-Индиан-Лейк имело самое большое рыбопромысловое значение среди водоемов севера Манитобы, то на период повышенною содержания ртути в рыбе специальным комитетом по данной проблеме рекомендовано введение регламентирующих мер по ее употреблению в пищу местным населением. Предлагается, в частности, не включать в рацион хищные виды рыб, а также особи крупных размеров. По соображениям высокого содержания ртути в рыбе была остановлена попытка организовать коммерческий лов в одном из водоемов [29J. Разрабатываются специальные меры по компенсации потерь, связанных с вынужденным сокращением объемов коммерческого рыболовства и увеличением в рационе местых жителей доли других продуктов питания. Все иные возможные меры по снятию ртутной проблемы в данном регионе слишком дороги, трудно реализуемы и (или) могут иметь побочные негативные экологические последствия [30].

В нынешней ситуации (при повышенном содержании ртути одном из основных пищевых продуктов — рыбе) ртутная нагрузка на коренное население благодаря введению определенных ограничений на использование рыбы в пищу в целом невелика. Специальные исследования показали [30, 66], что содержание ртути в крови большинства обследованных местных жителей в 1985 г. находилось в пределах нормы (0-20 мкг/л). За несколько лет до этого (1978-1979 гг.) концентрация ртути в крови была, повышенной (20-99 мкг/л). Как видно, принятыми мерами ситуация была улучшена, однако даже в 1985 г. были выявлены относящиеся к группе риска лица (больше 20 мкг/л ртути в крови) Отметим, что среди них были и женщины, детородного возраста, а метилртуть легко проникает через плацентарный барьер и имеет тенденцию накапливаться в плоде, вызывая серьезные внутриутробные поражения (так называемое тератогенное действие) [13]. Эти обстоятельства, вызывающие беспокойство не только общественности, но и специалистов, не позволяют считать ртутную проблему в северной Манитобе решенной и закрытой.

В особо острой форме ртутная проблема встала при реализации мегапроекта гидротехнического комплекса в районе залива Джеймс на среднем севере пров. Квебек [35, 37, 43, 54, *S5*, 70].

Первая фаза работ (1972-1986 гг.) по созданию комплекса, получившего название «Ла-Гранд» (другое название «Джеймс Бэй-1»), включала в себя строительство трех гидроэлектростанций на р. Ла-Гранд, а также отвод в неё вод из рек Истмейн, Опинака и Каниаписко. Это удвоило средний расход р. Ла-Гранд, в настоящее время его значение в устье составляет 3400 $м^3$/с. Проектом предусматривалось создание пяти крупных водохранилищ с объемами от 3,5 до 61,7 $км^3$ и площадями водной поверхности от 765 до 4285 $км^2$.

Все работы по освоению гидроэнергетического потенциала этого региона, эксплуатация комплекса, передача и распределение электроэнергии на территории залива Джеймс выполнялись Энергетическим обществом залива Джеймс (Societe d'energie de la Sale Jarties), являющимся в настоящее время подразделением государственной компаний «Гидро-Квебек» [43]. На него были возложены обязанности по изысканию оптимальных вариантов освоения территории, учитывающих интересы стремящихся сохранить традиционный уклад жизни североамериканских индейцев. Для оценки возможных изменений в окружающей среде при создании комплекса была развернута широкая сеть мониторинга, утверждённая консультативным комитетом экспертов национального и мирового масштабов.

Начиная с 1978 г. Энергетическое общество залива Джеймс проводило исследования с целью установления уровни содержаний ртути в воде; донных отложениях и рыбе региона комплекса Ла-Гранд перед его созданием [43]. Анализ проб показал, что концентраций ртути в мышечной ткани нерыбоядных (мирных) видов обычно ниже 0,2 мг/кг по всей территории залива Джеймс, тогда как для рыбоядных видов превышение канадской- предельной коммерческой нормы 0,5 мг/кг особями средних и крупных размеров представляет собой довольно типичное явление. С 1986 г. эти работы в рамках специально созданной сети мониторинга были, продолжены Отделом окружающей среды фирмы «Гидро-Квебек». Они включали в себя наблюдения как за изменением содержания ртути в рыбе из водохранилищ комплекса Ла-Гранд так и за содержанием ртути в рыбе из естественных водоемов региона [37].

Создание водохранилищ комплекса Ла-Гранд вызвало повышение (коэффициент увеличения достигал 5 в зависимости от вида рыб и водохранилища) концентрации ртути в рыбе. Некоторые данные по наиболее типичным видам, демонстрирующие этот факт, приведены в табл. 2.3.

Таблица 2.3.
Содержание ртути в мышечной ткани основных видов рыб (стандартые размеры, сырой вес) водохранилищ комплекса Ла-Гранд в зависимости от времени с момента их заполнения [37]

Водоем	Чукучан, 400 мм	Сиг, 40 мм	Щука, 700 мм	Американская озерная палия, 600 мм	Судак, 400 мм
Природные водоемы региона	0,16	0,16	0,61	0,71	0,68

Водоем	Чукучан, 400 мм	Сиг, 40 мм	Щука, 700 мм	Американская озерная палия, 600 мм	Судак, 400 мм
Ла-Гранд-2					
3 года (1982)	0,41	0,52	1,31	-	1,92
5 лет (1984)	0,67	0,57	2,67	-	2,50
7 лет (1986)	0,63	0,49	2,35	-	2,26
9 лет (1988)	0,61	0,48	2,99	-	2,80
Опинака					
4 года (1984)	0,79	0,49	2,28	-	1,97
6 лет (1986)	0,61	0.40	1.64	-	1,73
8 лет (1988)	-	0,48	2,03	-	1,96
Ла-Гранд-3					
3 года (1984)	0,31	0,34	0,81	1,37	1,20
5 лет (1986)	0,33	0,31	1.34	-	-
7 лет (1988)	0,43	0,41	1.98	-	-
Ла-Гранд-4					
4 года (1987)	0,31	0,40	0,79	1,25	-
6 лет (1999)	0,40	0,38	1,12	1,90	-
Каниаписко					
2 года (1984)	-	0,41	-	0,97	-
5 лёт (1987)	0,32	0,46	0,97	1,00	-
7 лет (1987)	0,38	0,47	1,35	1,64	-

Как и для естественных водоемов, в водохранилищах рыбоядные виды отличаются более высоким содержанием ртути, чем мирные (нерыбоядные). Отметим, что рост содержания ртути в рыбе шел достаточно быстро, особенно для мирных видов.

В самом крупном из водохранилищ комплекса, Ла-Гранд у нерыбоядных видов (сиг и чукучан) содержание ртути достигло максимального уровня через 5 лет после его заполнения. В последующие годы, отмечается его снижение, но и через 9 лет после заполнения (1988 г.) оно по-прежнему заметно выше естественного значения. Для рыбоядных видов характерно продолжение роста содержания ртути, однако у молодых особей признаки снижения его темпов наблюдаются уже отчетливо. Так, если у молодых щук (3-4 года) содержание элемента составляло на пятом году после заполнения 2,39±0,66 мг/кг, то через 9 лет у особей того же возраста оно было 1,31±0,61 мг/кг, т.е. примерно в 2 раза ниже [37, 55]. Это означает, что ртутная нагрузка начала уменьшаться и для рыбоядных видов, обитающих в Ла-Гранд-2. Падение содержания ртути в мирных видах, служащих пищей хищникам, с некоторой задержкой во времени приводит к снижению ее концентрации в последних. Наиболее заметно реагируют на это молодые особи хищных видов, поскольку представители более взрослых когорт содержат много ртути, накопленной еще в то время, когда ее концентрации в пище была велика. По мере замещения новыми когортами старых среднее содержание ртути в рыбе водоема должно снижаться.

В водохранилище Опинака содержание ртути в рыбе эволюционировало также, как и в Ла-Гранд-2, но для большинства видов рост был менее значителен. Видимо, это объясняется более высокой степенью водообмена в данном водоеме, а также меньшей площадью затопления. Для водохранилища Ла-Гранд-3 тоже характерно более низкое по сравнению с Ла-Гранд-2 содержание ртути во всех видах. Однако здесь оно не стабилизировалось даже у нерыбоядных видов, налицо дальнейший рост и у молодых особей рыбоядных видов. Причиной этого может быть растянутое во времени, ступенчатое заполнение данного водохранилища. В самом молодом из водохранилищ комплекса, Ла-Гранд-4, уровень содержания ртути в рыбе ниже, чем в Ла-Гранд-2, что, видимо, является следствием более высокой степени водообмена. Вероятно, здесь концентрация ртути будет расти, однако, вряд ли она превысит значения, наблюдаемые в Ла-Гранд-2 и Опинака.

Для последнего из созданных водохранилищ комплекса (Каниаписко) показательна меньшая амплитуда роста содержания ртути, чем для Ла-Гранд-2 и Опинака. Через 7 лет после начала заполнения оно не стабилизировалось даже для мирных видов. По всей видимости, как и в случае Ла-Гранд-3, это связано с затянутым во времени режимом заполнения, которое продолжалось 3 года [35]. Возможно, что в дальнейшем здесь будут достигнуты уровни, отмечаемые в настоящее время для быстро заполненных водохранилищ комплекса (Ла-Гранд-2 и Опинака). Вполне вероятно, однако, что окажется верной гипотеза о том, что длительное заполнение не только затягивает время достижения максимальных концентраций, но и снижает их амплитуду [70].

Для выяснения общих закономерностей эволюции содержания ртути в рыбе водохранилищ одновременно с мониторингом комплекса Ла-Гранд было изучено большое число естественных и искусственных водоемов на территории Канадского щита (п-ов Лабрадор, Пров. Квебек, рис. 2.2) [70]. Все исследуемые водохранилища расположены в сходных геолого-географических и климатических условиях (докембрийское основание, наличие многочисленных торфяников и относительно обогащенных ртутью пород, довольно низкие значения pH поверхностных вод), каждое из них имеет свои гидрологические и морфологические особенности, а возраст на момент исследования (1985 г.) изменялся от 4 (Ла-Гранд-3) до 67 (Гуэн) лет. Было обнаружено, что наиболее высокие содержания отмечаются в водоемах комплекса Ла-Гранд (самых молодых среди водохранилищ полуострова). Другой выявленной особенностью была тенденция уменьшения уровня ртути со временем до «естественного» значения в природной среде (конечно же, различного в разных районах). В водохранилище Гуэн, самом старшем из квебекских (создано в 1918 г.), содержание ртути в рыбе такое же, как и в соседних природных водоемах.

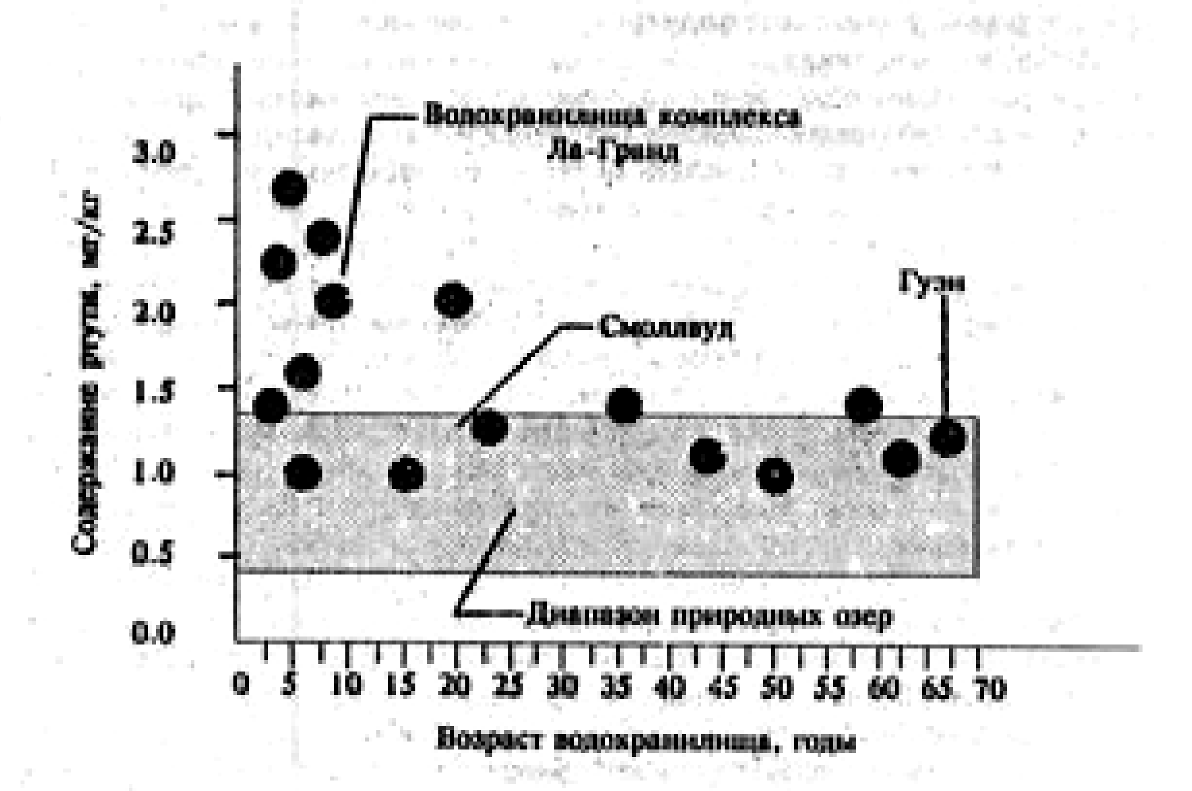


Рис. 2.2. Содержание ртути в щуке стандартной длины в зависимости от возраста водохранилищ провинции Квебек и Лабрадора [37]

Это исследование позволило сделать важный вывод о том, что резкое усиление биоаккумуляции ртути рыбой, следующее за созданием водохранилищ, — это обычное явление, по крайней мере, для района Канадского щита. Если максимум достигается через 2-7 лет после наполнения (причем как скорость роста, так и значение коэффициента увеличения для нерыбоядных видов выше), то более медленный возврат к значениям, близким или немного превышающим естественные (отмечаемые в природных водоемах), осуществляется примерно за 20-30 лет.

Данные натурных исследований большого числа водоемов различного возраста и с разными параметрами в совокупности с созданной и откалиброванной математической моделью динамики накопления ртути рыбой из водохранилищ позволили уточнить прогноз для комплекса Ла-Гранд [70]. В основу модели была заложена эмпирическая связь между разложением органики (для количественной оценки степени которого использовалась модель поступления фосфора из затопленного ложа) и накоплением ртути в рыбе. Данные модельных расчетов показывают, что возвращение к естественным уровням содержания ртути в водохранилищах комплекса Ла-Гранд следует ожидать, примерно через 15 лет после заполнения у нерыбоядных видов и через 20 лет у хищных. При этом максимум концентрации должен приходиться на период между 5-м и 10-м годами.

Отметим, что такая картина в водохранилищах этого региона Канады (как и для Манитобы) почти целиком обусловлена закономерностями деструкции органического вещества при затоплении больших участков, покрытых растительностью, и накладываемыми на этот процесс особенностями гидрологического режима водоемов (главным образом, степенью их

проточности). Молодые водохранилища обычно являются более продуктивными объектами, чем природные озера, а возникновение дополнительной большой биомассы активизирует микробиалыюе разложение, и, как следствие, стимулирует образование метилртути. Кроме того, деструкция органического вещества затопленных почв и растительного покрова способствует освобождению и последующему поступлению в водоем находящейся в них ртути. При этом уровень элемента в самой воде, как правило, довольно низок [54, 70].

С течением времени затопленное органическое вещество всё в большей степени разлагается (минерализуется), биопродуктивность водохранилища падает и сравнивается с биопродуктивностью озер. Одновременно с этим специфическое для водохранилищ высокое содержание ртути в рыбе постепенно снижается и приходит в «норму», характерную для естественных водоемов данного региона.

Исследования канадских водохранилищ, в том числе и комплекса Ла-Гранд, выявили ещё одну особенность ртутной проблемы в водохранилищах, на которую не часто обращают внимание [37, 54, 70]. Вниз по течению от плотин концентрация ртути в рыбе мирных видов (например, в сиге и налиме) в 2-3 раза превышает значения, отмечаемые для их сородичей, обитающих в водохранилищах. Было высказано предположение, что это явление обусловлено изменением пищевого поведения у видов, которые обычно нерыбоядные. Рыба из водохранилища с высоким содержанием ртути, сбрасываемая через плотину в нижний бьеф, может служить пищей для обитающих вниз по течению от плотины мирных рыб. Чрезвычайно легкая добыча позволяет последним стать настоящими хищниками (так, вероятно, налим (Lota lota) пополняет свою диету кусками крупной рыбы, порубленной турбинами ГЭС), приобретая при этом более высокий трофический статус. Как следствие, содержание ртути в таких видах в нижнем бьефе может быть более высоким, чем в водохранилище.

По мере удаления от плотины вниз по течению влияние водохранилища ослабевает, и концентрация ртути в рыбе падает.

Многое здесь определяется тем, насколько вода, сбрасываемая в нижний бьеф, разбавляется в дальнейшем притоками. При отсутствии разбавления повышенные концентрации ртути в рыбе могут наблюдаться на многие десятки километров вниз по течению от плотины; По мере снижения концентрации ртути в рыбе из водохранилищ, соответствующим образом падает и ее содержание в рыбе нижнего бьефа. В настоящее время повышенные концентраций ртути в рыбе в нижнем течении р. Ла-Гранд прослеживаются от плотины гидроузла Ла-Гранд-2. до самого ее устья (примерно 120 км). Такое сильное влияние водохранилища обусловлено тем, что практически вся проходящая на этом участке вода вытекает из водохранилища, не разбавляясь притоками (37). Повышенное содержание ртути отмечено и в рыбе, обитающей в р. Черчилл ниже оз. Саутерн-Индиан-Лейк. Более того, и для водоемов северной Манитобы, влияние расположенных выше но течению водохранилищ или озер с поднятым уровнем на содержание ртути в рыбе реки, но и других расположенных ниже по течению водоемов может быль статистически достоверным [57].

Впервые это явление было обнаружено, вероятно, в нижнем бьефе водохранилища Смоллиуд, построенного в 1972 г. на р. Черчилл (проект

Черчилл-Фоллс, Лабрадор). Через 6 лет после его заполнения повышенные концентрации ртути в хищных видах рыб прослеживались на расстоянии в 300 км от плотины, правда, значимо снижаясь по мере продвижения вниз по течению (табл. 2.4). Через 16 лет в сиге всей реки содержание ртути вернулось к «норме» (значениям, присущим обитателям природных озер данного региона), однако у щуки оно по-прежнему ощутимо повышенное вплоть до 200 км от плотины. Видимо, возвращение к прежнему уровню занимает в нижнем бьефе примерно столько же времени, сколько и в самом водохранилище.

Таблица 2.4
Простанственно-временная эволюция содержания ртути в рыбе, обитающей в р. Черчилл ниже водохранилища Смоуллвуд, Лабрадор, мг/кг [37]

Вид	Расстояния от плотины, км	1978г. (6 лет после заполнения)	1987 г. (16 лет после заполнения)	Природные озера
Сиг (Coregonus clupeaformis), 400 мм	0*	0,32	0,20	0,16
	3	1,01	0,23	0,16
	109	1,01	0,24	0,16
	205	0,32	0,22	0,16
	289	-	0,19	0,16
Щука (Erox lusius), 700 мм	0*	1,00	1,00	0,37
	3	1,86	-	0,37
	109	1,55	0,96	0,37
	205	0,99	0,38	0,37
	289	0,45	0,34	0,37

Отметим, что на территории комплекса Ла-Гранд, как впрочем и во всех других водохранилищах мира, ртутная проблема сводится только к рыбе. Содержание ртути в воде находится на фоновом уровне, это же типично и для донных отложений. Вода здесь переносит ртуть из затопленных почв и растительности к гидробионтам без заметного изменения концентрации в ней самой. Поэтому весь экологический риск связан только с потреблением рыбы в пищу местным населением.

В программу исследований комплекса Ла-Гранд входит мониторинг содержания ртути в волосах (индикатор ртутной нагрузки на организм) коренного населения, проживающего на территории залива Джеймс (индейцы племени кри). В 1977 г. у 30% всех обследованных лиц были отмечены значения, превышающие считающийся мировым фоном уровень. В 1984 г. эта доля составила уже 64%. Принятыми мерами (главными из которых были разработка и внедрение рекомендаций по видовому составу потребляемой в пищу рыбы) к 1986 г. содержание элемента в волосах жителей территории влияния комплекса было возвращено на уровень, отмеченный перед началом заполнения водохранилищ. Однако у отдельных лиц в 1986 г. по-прежнему регистрировались более высокие концентрации ртути в волосах, чем в 70-х гг. [54]. Особенно высокие концентрации (10-30 мг/кг) характерны для коренных жителей, занимающихся промыс-

* Водохранилище Смоллвуд

лом зверей и рыб, и, как следствие, потребляющих в пищу большие количества рыбы [55]. Эволюция содержания ртути в волосах жителей одного из поселков кри, Чисасиби, приведена на рис. 2.3.

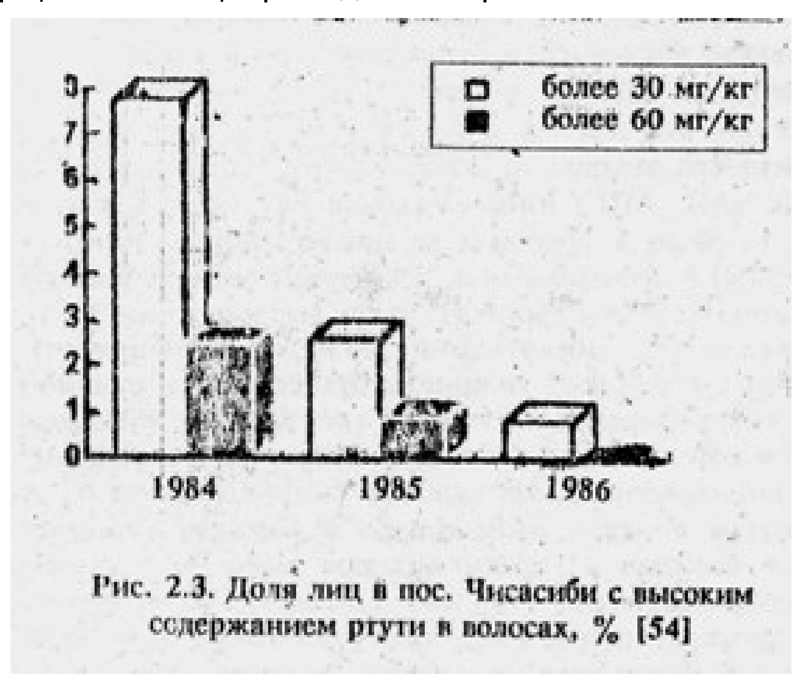


Рис. 2.3. Доля лиц в пос. Чисасиби с высоким содержанием ртути в волосах, % [54]

Интересно отметить, что активная деятельность среди коренного населения зоны влияния комплекса Ла-Гранд по разъяснению необходимости придерживаться разработанных рекомендаций по потреблению рыбы привела к тому, что в данной зоне среднее содержание ртути в, волосах жителей в 1986-1987 гг. стало ниже (примерно в 2 раза), чем у жителей соседних территорий [55]. Это связано с тем, что даже в естественных водоемах, Квебека хищные виды рыб содержат значительные количества ртути, превышающие характерные для мирных рыб из водохранилищ комплекса Ла-Гранд значения. В данной ситуации регламентированное потребление рыбы из водохранилищ более безопасно, чем свободное из естественных водоемов.

Служба здравоохранения и социального обеспечения индейцев племени кри залива Джеймс (the Ciee Board of Health and Social Services of James Bay) разработала специальную программу по Мониторингу ртутной нагрузки на местное население. Проведенное в 1987 г. в 6 поселках, а в 1988 г. уже во всех 9 поселках территории кри и охватившее примерно 70% всего населения обследование показало, что свыше 90% жителей испытывают ртутную нагрузку, при которой риск поражения центральной нервной системы (основной «мишени» воздействия метилртутных соединений, в том числе метилртути [13]) полностью исключен. У лиц этой группы содержание ртути в волосах ниже предельного уровня угрозы нейротоксического воздействия (30 мг/кг для женщин старше 40 лет и мужчин, 9 мг/кг для женщин детородного возраста; вторая величина ниже первой в силу особой уязвимости плода к действию метилртути). Примерно 5% обследованных находится в зоне небольшого вероятною риска (30-60 мг/кг для женщин старше 40 лет и мужчин, 9-15 мг/кг для женщин детородного возраста). И только у 1% обнаружено такое содержание ртути в волосах, при котором риск поражения центральной нервной системы зна-

чителен. Как правило, эти люди принадлежат к категории охотников и рыболовов, ведущих традиционный образ жизни.

По мнению экспертов Службы здравоохранения и социального обеспечения индейцев кри залива Джеймс, проводивших данное исследование, в настоящее время регламентируемое потребление рыбы из водоемов основной массой местных жителей этой территории (в том числе и комплекса Ла-Гранд) не представляет реальной угрозы для здоровья [60].

Таким образом, для контроля за ситуацией на территории комплекса Ла-Гранд вполне достаточным явилось использование специально разработанных рекомендаций: употребление в пищу рыбы только отдельных видов или определенных размеров. Для этого есть все возможности — даже в водохранилищах содержание ртути в рыбе мирных видов зачастую ниже, чем у хищников из естественных водоемов. На территории залива Джеймс разработка таких рекомендаций возложена на специальный комитет (James Bay Mercury Committee), в функции которого входят также осуществление Программы мониторинга содержания ртути в рыбе, и, в более широком ааспекте, изучение проблем (медицинских, культурно-социологических и экологических), обусловленных наличием длиною элемента в окружающей среде залива Джеймс. Этот комитет, обладающий собственным бюджетом и широкими полномочиями, играет важную роль в разумном с экологической точки зрения освоении данной богатой гидроэнергетическими ресурсами территории.

2.3. Скандинавия

Швеция и Финляндия также являются теми странами, где по ряду причин активно изучают процессы миграции ртути в окружающей среде и экологические последствия ее присутствия в водоемах. Один из важнейших объектов этих исследований — финские водохранилища. Они имеют свою специфику, обусловленную значительным влиянием затопленных почв на качество воды. Как правило, это небольшие по площади мелкие водоемы с сильно регулируемым уровнем, накапливающие воду в весенне-летний период и сбрасывающие ее большую часть в осенне-зимний. Информация о 20 таких водохранилищах из 40, созданных в Финляндии с 50-х гг., представлена в работе [94]. Их возраст на момент исследования (1983 г.) изменялся от 3 до 13 лет, площадь — от 1 до 417 км (только у двух из них она больше 30 $км^2$), объем — от 0,004 до 2,063 $км^3$ (только у двух он больше 0,15 $км^3$), средняя глубина — от 1,4 до 6,3 м, период водообмена — от 4 до 710 дней.

Водохранилища отличаются от природных озер большим количеством растворенных в воде органических веществ, низким содержанием кислорода в гиполимнионе и низкими значениями pH (5,0-6,7). Это в определенной мере отражает состав почв, подвергшихся затоплению и содержащих большое количество гуминовых веществ. В своей основной массе они представлены торфяниками (около 90% от всей площади).

Результаты исследований показали, что концентрация ртути в мышечной ткани рыб максимальна в недавно созданных водохранилищах и минимальна в более старых. У щуки (Esox lucius L.), наиболее типичного представителя рыбоядных видов скандинавских водоемов, пределы изме-

нений составляли 0,3-2,1 мг/кг, Другие распространенные виды содержали ртуть в меньших концентрациях. Статистическая обработка результатов измерений ртути в рыбе (стандарт — щука весом в 1 кг) Позволила установить регрессионные соотношения между ее содержанием и некоторыми параметрами водоемов. Оказалось, что в наибольшей степени концентрация ртути коррелирует с возрастом водохранилища (в логарифмической шкале), а также содержанием растворенных органических веществ в воде (по перманганатной окисляемости). По мере увеличения возраста водоема содержание ртути в рыбе падает, примерно в 2 раза через 10-15 лет (рис. 2.4), Время выхода на уровень природных водоемов оценивается Приблизительно в 20 лет, что сопоставимо с северными канадскими водохранилищами, но больше известных значений для описанных в литературе водохранилищ США. При одинаковом возрасте более высокие концентраций отмечаются в рыбе из водоемов, отличающихся более высоким значением перманганатной окисляемости воды [91].

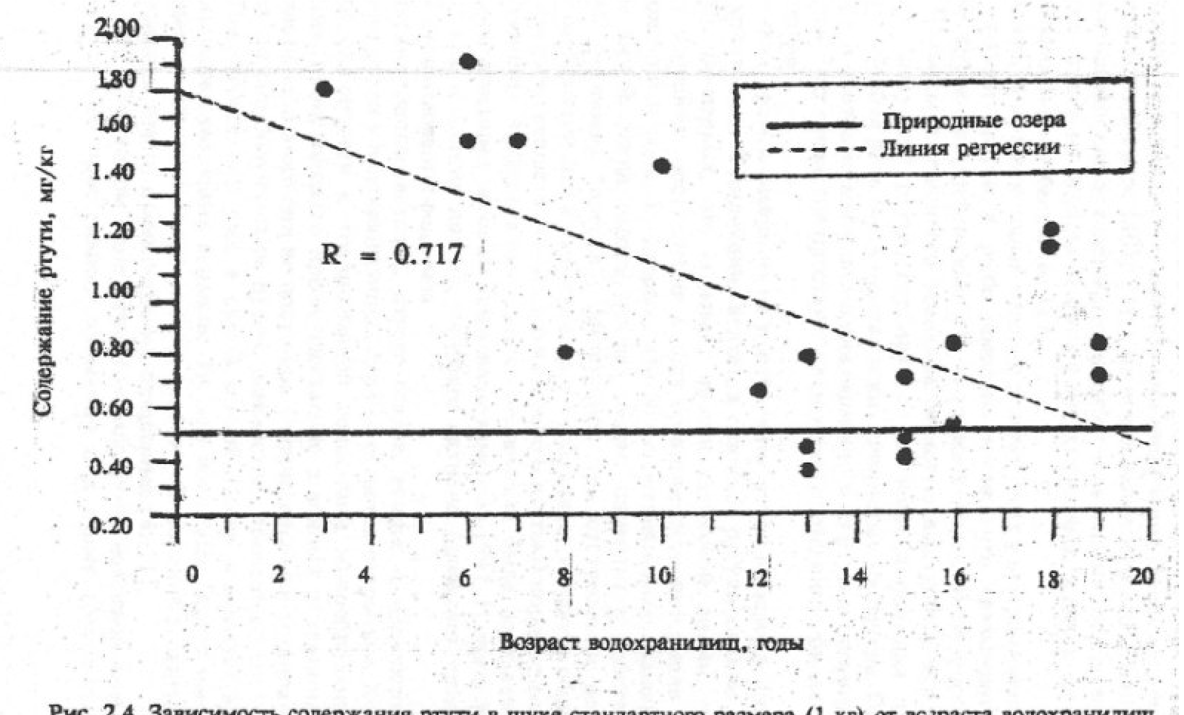


Рис. 2.4. Зависимость содержания ртути в щуке стандартного размера (1 кг) от возраста водохранилищ (приведено в [30] по данным [92])

Сопоставление искусственных и естественных водоемов [95] показало, что наиболее высокие концентрации ртути характерны для организмов, обитающих в водохранилищах. Разница в качестве вод этих двух типов водоемов отражается в разном содержании ртути в звеньях пищевых цепей, проявляясь не только у хищных представителей ихтиофауны (рис. 2.5), но и в человеческих сообществах, населяющих их берега. Исследования выявили отличия в содержании ртути в волосах жителей прибрежных районов молодых водохранилищ (в среднем 4,9 мг/кг) и естественных водоемов (в среднем 1,6 мг/кг) [63]. При этом максимальные концентрации (до 30 мг/кг) характерны дня лиц среднего возраста, проживающих но берегам водохранилищ и употребляющих в пищу большое количество рыбы. Как уже отмечалось в предыдущей главе, по таким показателям этих людей можно отнести к группе определенного риска, кото-

рый особенно велик для женщин не старше 40 лет. Поскольку большинство водохранилищ Финляндии активно используется в рекреационных целях и для коммерческого лова рыбы, то и ртутная обстановка в. них не может не привлекать самого пристального внимания.

В финских водохранилищах, как и в водохранилищах Северной Америки, не отмечается корреляция между содержанием ртути в рыбе и затопленных почвах [94]. Концентрация элемента в почвах районов описанных водохранилищ Примерно одинакова и составляет 0,1-0,3 мг/кг, что соответствует клерку или несколько выше его. Однако содержание ртути в рыбе довольно тесно связано с типом затопленных почв. Для ряда водохранилищ, зоны затопления которых представляют донные отложения прежних озер, характерны низкие концентрации ртути, даже в условиях высокого содержания растворенных органических веществ. То же самое отмечается и для водоемов, уровень которых был понижен несколько десятилетий назад, а потом вновь поднят: такое затопление не приводит к росту содержания ртути в рыбе. Здесь прослеживается полная аналогия с ситуацией в зоне; реализации проекта «Черчилл-Нельсон», где естественные донные отложения озер и участки, ставшие дном вследствие поднятия уровня озер.

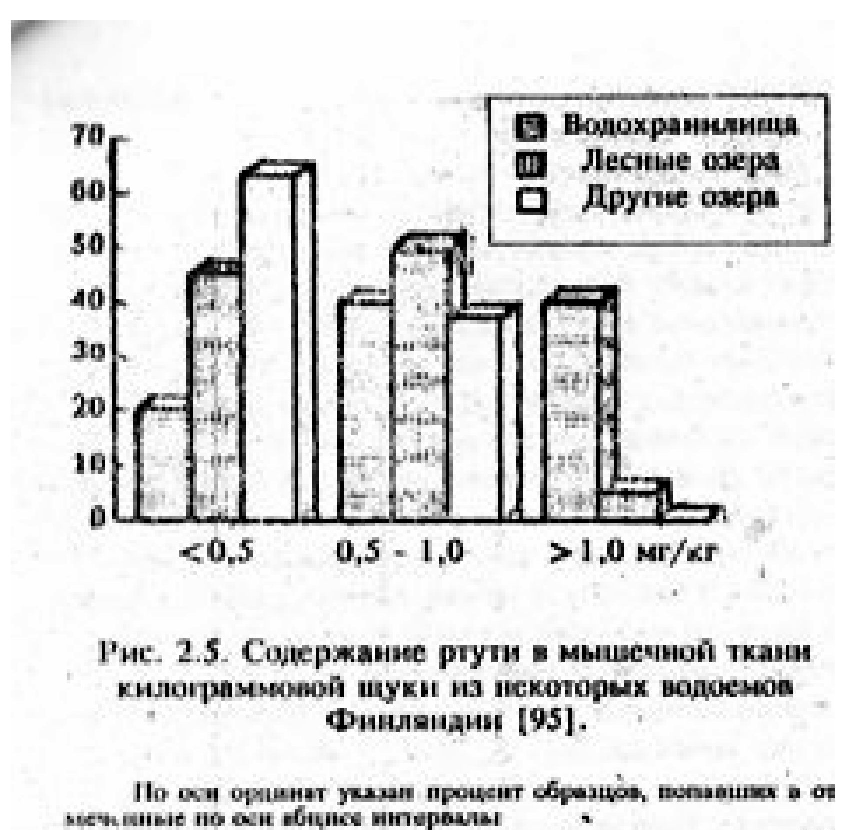


Рис. 2.5. Содержание ртути в мышечной ткани килограммовой щуки из некоторых водоемов Финляндии [95].

По оси ординат указан процент образцов, попавших в отмеченные по оси абцисс интервалы

В настоящее время нет сомнений, что причиной повышенного содержания ртути в рыбе финских водохранилищ является ее поступление из затопленных почв. Это подтверждается и лабораторными исследованиями по затоплению образцов почв [91, 94]. Количество ртути во всей рыбе любого водохранилища составляет очень небольшую часть (менее 1%) общего запаса ртути в поверхностном слое затопленных почв, поэтому последние представляют собой гигантский резервуар, способный при опре-

деленных условиях достаточно долго служить источником ртутного загрязнения рыбы. При этом в самой воде отмечаются достаточно низкие концентрации, как правило, менее 10 нг/л (лишь в отдельных случаях до 50 нг/л).

Чрезвычайно важную роль в поступлении ртути из затопленных почв в воду играют растворенные органические вещества. Корреляция между концентрацией ртути в воде и величиной перманганантной окисляемости была отчетливо выявлена как в лабораторных, так и в натурных исследованиях. Это связано с высокой способностью ртути образовывать чрезвычайно устойчивые комплексы с гумусовыми (гуминовыми) веществами (как правило, фульво- или гуминовыми кислотами). Эти вещества, поступающие в воду с затопленных почв или со всего водосборного бассейна, эффективно содействуют извлечению ртути из ложа в финских мелководных водохранилищах. Видимо, здесь действуют два фактора. Во-первых, в почвенном слое ртуть эффективно связана с гумусом, аккумулируясь в верхнем слое. После заполнения водохранилищ в воду поступает большое количество гумусовых веществ, «увлекающих» за собой и ртуть. Во-вторых, хорошо известно [9], что в присутствии фульвокислот растворимость многих соединений ртути возрастает. Поэтому с общих позиций следует ожидать повышенной десорбции ртути донными отложениями при высоких концентрациях гуминовых веществ в воде. В финских водохранилищах эти вещества присутствуют, как уже подчеркивалось, в достаточном количестве, придавая воде характерный темный цвет [76].

Повышенной биодоступности ртути в водохранилищах Финляндии также способствуют относительно низкие значения pH воды (5,0-6,7).Зачастую этот фактор становится даже более важным, чем возраст водоема — в некоторых достаточно старых водохранилищах (впрочем, и в естественных водоемах) с низкими значениями pH воды отмечаются высокие содержания ртути в рыбе. Это обстоятельство отражает достаточно общий для тяжелых металлов феномен существенного увеличения биодоступности в более кислой водной среде [40]. Ртуть не исключение из этого правила, и современное повышение ее содержания в рыбе очень многих озер во всем мире является одним из следствий выпадения кислотных осадков на их акватории и водосборные бассейны [27].

С другой стороны, в некоторых недавно заполненных водохранилищах Финляндии уровень ртути в рыбе довольно низок, что связывают с относительно высокими значениями pH, а также с большой мутностью воды [94]. Частицы взвешенного вещества зачастую выступают в роли своеобразных «ловушек» ртути, сорбируя ее из воды и осаждая при седиментации. Особая роль здесь принадлежит глинистым частицам. Они могут служить и центрами коагуляции для связанного с ртутью органического вещества, что также препятствует активному протеканию биоаккумуляции металла.

Важным фактором, влияющим на поступление ртути из затопленных почв в водохранилища Финляндии, является сезонное регулирование их уровней [95]. Во-первых, это вызывает эрозию береговой линии, что способствует усилению поступления в воду органического материала из донных отложений и почв. Во-вторых, что более нетривиально, падение уровня воды зимой, когда водоем покрыт льдом, приводит в действие своеобразный механизм «пресса»: оставшийся при отступлении воды вблизи бе-

реговой линии лед своей тяжестью выдавливает в водоем обогащенные гуминовыми веществами (а, следовательно, и ртутью) поровые воды донных отложений. Эффективность такого механизма была доказана в специально поставленных лабораторных экспериментах [94]. И опять же, этот фактор, как и многие другие, наиболее активно проявляет себя в первые годы существования водоемов.

Для финских исследователей, строго говоря, вопрос о механизмах метилирования ртути в водохранилищах страны остается открытым. Хотя в целом они склоняются к традиционной концепции микробиального метилирования, происходящего преимущественно в донных отложениях, прямых доказательств этого они не получили. Окончательно не установлено, протекает ли оно биотическим путем; Неизвестно, происходит ли оно в затопленных почвах или уже в самой водной толще в присутствии больших количеств гуминовых веществ. То, что последнее может иметь место, показывает ряд экспериментальных работ, выполненных, однако, При концентрациях ртути, превышающих природные [4, 71].

Данные [28] о значимом присутствии метилртути в дождевой воде и снеге требуют самого пристального внимания и к этому возможному источнику. Для небольших водоемов атмосферные осадки могут давать существенный вклад в бюджет ртути.

Таким образом, повышенные содержания ртути в рыбе характерны и для водохранилищ Финляндии. Наиболее отличаются в этом аспекте недавно созданные сравнительно небольшие водохранилища с высоким содержанием гуминовых веществ в воде и значительной сезонной сработкой. Как и на североамериканском континенте, источником ртути в рыбе являются затопленные почвы. Данные лабораторных и полевых исследований Показывают, что в типичных для водохранилищ Финляндии физико-химических и биогеохимических условиях более благоприятной для поступления ртути из донных отложений в воду является анаэробная обстановка [95]. Возможно, что это связано с отмеченной для затронутых проектом «Черчилл-Нельсон» водоемов пров. Манитоба тенденцией увеличения скорости метилирования ртути в условиях дефицита кислорода [52].

Исследования в Финляндии, где ртутная проблема, как и в соседней, Швеции [45, 46], приняла значительные размеры, интенсивно продолжиются. Национальной службой здравоохранения Финляндии введен ряд административных мер: рекомендованы ограничения на потребление в пищу рыбы из тех водохранилищ, где среднее содержание ртути превышает 0,5 мг/кг и введен полный запрет на продажу рыбы из водохранилищ с содержанием больше 1 мг/кг [94]. Естественно, что такая политика требует определенных расходов, связанных с организацией сети тщательного мониторинга.

Опыт изучения ртутной проблемы в водоемах Финляндии показывает, что при проектировании любого водохранилища необходимо принимать во внимание возможность того, что обитающая в нем рыба будет непригодна для использования в пищу в течение нескольких лет, а то и десятилетий. Видимо, при тщательном планировании на основе предварительных исследований можно выбрать вариант, сглаживающий остроту и сокращающий продолжительность ожидаемой ртутной проблемы [95].

2.4. Другие страны

Совсем недавно в научной литературе появились сообщения о повышенном содержании ртути в водохранилищах других стран. Естественно, что этот феномен не мог обойти таких лидеров в области гидростроительства, как Бразилия и некоторые республики бывшего СССР. Другое дело, что по ряду причин о его существовании не подозревали в прошлом и его не принимали во внимание при проектировании водохранилищ до самого последнего времени.

Значительным гидропотенциалом располагает Бразилия, который активно осваивается [2]. План гидроэнергетического развития страны предполагает строительство большого числа крупных плотин, при этом будут затапливаться обширные площади тропических лесов. Удаление биомассы в таких количествах вряд ли возможно по экономическим, а то и по чисто техническим причинам, Естественно, затопление территорий вызовет колоссальную вспышку микробиальной активности водных микроорганизмов со всеми вытекающими отсюда последствиями.

Следует отметить, что обширнейшая территория Амазонии заметно отличается от регионов северного полушария как фоновым содержанием ртути в компонентах экосистем, так и некоторыми особенностями ее миграции [61]. Для донных отложений водоёмов типичны значения в; пределах 0,01-0,03 мг/кг, что на порядок ниже, чем отмечаемые в северном полушарии. В какой-то степени это отражает более высокие концентрации элемента в коренных породах северной части американского и европейского континентов и более высокую степень антропогенной нагрузки. Существует и другое обстоятельство: тропические лесные экосистемы значительно отличаются от экосистем умеренных широт тем, что в них основная масса биогенных элементов запасена в биомассе растений, а не в почвенном покрове. В балансе биогенов тропического леса значительную роль играет их прямое поглощение лесным пологом из атмосферы и атмосферных осадков, что практически невозможно для лесных массивов: умеренных широт. Аналогично обстоит дело и с ртутью, хотя она и не элемент-биоген. В тропических лесах почвы не являются значимым стоком: и резервуаром для ртути, она накапливается и мигрирует, главным: образом, по биотическим компонентам экосистем [51].

В таких условиях создание водохранилищ приводит к затоплению почв; с более низким содержанием ртути, чем в описанных выше объектах северного полушария. Однако в искусственные водоемы попадают большие количества ртути с затопленным растительным покровом, которая при его деструкции чрезвычайно легко освобождается и, вероятно, метилируется. Кажется, что такая ситуация; когда ртуть поступает из всего объема затопленной растительности, более благоприятна для ее биоаккумуляции, чем когда эффективно работает лишь довольно тонкий верхний слой донных отложений. В бассейне Амазонки все это может усугубляться еще и тем, что этот регион с начала 80-х гг. оказался ареной чрезвычайно интенсивной добычи золота старателями, использующими ртуть для его концентрирования, Это приводит к ее колоссальным потерям в окружающую среду, особенно в атмосферу [79]. Рассеиваясь на больших территориях, поглощаясь лесным пологом, ртуть будет скапливаться на дне создаваемых водоемов. Такой сценарий развития событий выглядит вероят-

ным и не может не вызывать серьёзных опасений, особенно тогда; когда рыба из планируемых водохранилищ рассматриваемой как источник животного белка в рационе местных жителей [61].

В Бразилии уже создан ряд крупных водохранилищ. К сожалению, систематического изучения содержания ртути в обитающей в них рыбе не проводилось. Лишь в 1991 г. впервые были получены такие данные, носящие предварительный характер [48]. Они относятся к одному из крупнейших гидроэнергетических комплексов не только в Бразилии, но и в мире — гидроэлектростанций Тукуруи на р. Токантинс. Водохранилище этого комплекса, заполненное в середине 80-х гг. является самым большим в стране по объему (45,8 км^3) и вторым по площади (2436 км^2). Неудачная история расчистки ложа этого водохранилища (с использованием дефолиантов) в свое время имела широкий резонанс в мировой печати [2]. Данные свидетельствуют о резком воздействии комплекса на ихтиофауну реки — произошло очень сильное сокращение видового разнообразия речных обитателей. Разложение больших объемов затопленной древесины привело к хроническому дефициту кислорода в воде, массовой гибели большинства видов невероятно, значительному сокращению численности оставшихся.

Исследования, проведенные в конце 80 — начале 90-х гг., показали, что содержание ртути в рыбе водохранилища Тукуруи изменяется от 0,01 до 5,9 мг/кг [48]. Несмотря на скудность информации, ее можно считать указанием на существование в водохранилище Тукуруи типичной ртутной, проблемы. В этой же работе упоминается и о высоком содержании ртути, в волосах местных жителей (от 1,3 до 241 мг/кг). Если данные верны, то у некоторых обитателей региона содержание ртути в волосах находится на уровне, указывающем на острое ртутное отравление. Сомнительно, чтобы это было связано только с использованием рыбы в пищу, вероятно, эти люди вовлечены в старательскую деятельность по добыче золота.

Помимо Канады и США в «большую тройку» ведущих стран мира по объему водохранилищ входил и Советский Союз, более того, ему принадлежала пальма первенства [2]. Однако по советским водохранилищам картина была во многом аналогична бразильским: они проектировались, строились, но до последнего времени проблема вызванного этим роста содержания ртути в рыбе оставалась вне поля зрений тех, кто проектировал и пытался оценить экологические последствия их создания. Для России все же существует одно исключение — Катунское водохранилище, но и то не с ртутной проблемой в ее «чистом» виде, а с тем, что часть площади водосборного бассейна р. Катунь пространственно приурочена к крупным зонам ртутной минерализации. Было совершенно неясно, насколько сильно влияние этих геохимических аномалий в районе предполагаемого созданий водохранилища, а также к чему может привести данная акция в подобной ситуации [10]. Это потребовало специальных исследований, которые и проводились, в течение нескольких лет (с 1987 г.) институтами Сибирского отделения Российской академии наук [5, 19, 90, 93].

Спроектированное водохранилище предназначалось для сезонного регулирования речного стока в целях производства электроэнергии. Его полный объем равен 5,3 км^3, что составляет примерно третью часть годового стоки реки в районе предполагавшегося размещения плотины. По

своим, проектным параметрам это типичное глубокое горное водохранилище (средняя глубина 80 м) со сравнительно небольшой площадью затопления земель (примерно 87 км^2).

Бассейн р. Катунь, будучи удаленным от крупных промышленных центров, не испытывает значительной антропогенной нагрузки. Однако он расположен в геологической формации (Кузнецко-Алтайский ртутный пояс), сформированной породами с ртутьсодержащими минералами такими, как киноварь. Одним из наиболее важных итогов выполненных работ является констатация факта, что ртутное «загрязнение» локализовано в верхней части бассейна Катуни, в 150 км от района проектируемого водохранилища. По мере удаления от верховий вниз по течению содержание элемента в природной среде резко надает. Это — типичное свойство всех ртутных месторождений. В районе предполагаемого затопления содержание ртути близко к фоновому (для большинства компонентов среды) или несколько выше [90].

Возможные изменения ситуации в случае реализации проекта Катунской ГЭС были оценены на основе сопоставления полученных данных с мировым опытом строительства водохранилищ [17]. Очевидно, что Катунское водохранилище должно следовать общей тенденции. В настоящее время содержание ртути в рыбе, обитающей в Катуни, находится на очень низком уровне, несмотря на ощутимое присутствие элемента в воде. Это обусловлено спецификой физико-химического состава вод, в том числе низким содержанием органических веществ. Затопление почв с остатками растительного покрова усилит общую гетеротрофную активность на границе «вода-донные отложения». В результате в первые годы после заполнения водохранилища содержание ртути в обитающей в нем рыбе должно расти. Однако амплитуда этого роста вряд ли будет значительной. Некоторые специфические особенности проектируемого водохранилища — относительно небольшая площадь затопления и чрезвычайно низкое содержание органики в затапливаемых почвах; высокая степень водообмена и большие глубины, низкая температура и особенности гидрохимического режима (высокое содержание ионов кальция), интенсивное ежегодное «захоронение» донных отложений минеральным взвешенным веществом реки, предполагаемая ультраолиготрофность водоема — делают интенсивное протекание процессов метилирования и биоаккумуляции ртути проблематичным. Все эти особенности являются явно неблагоприятными как для процесса образования метилртути, так и для поступления метилртути из донных отложений в водную толщу и ее накопления в органах рыб и других водных организмов.

Однако в силу неопределенности наших знаний о столь сложном, зависящем от многих факторов феномене, при прогнозировании следует исходить из наименее оптимистичного, с точки зрения, возможных последствий варианта. Его можно сформулировать как реализацию такого сценария, когда превышение отечественного уровня нормируемого значения ПДК ртути в мышечной ткани рыб на протяжении определенного периода времени станет довольно обычным явлением, особенно для крупных особей рыбоядных видов. Длительность такого периода для Катунского водохранилища может быть оценена в 5-10 лет, по истечении этого срока содержание ртути в рыбе снизится до уровня, близкого к естественному

(т.е. типичного для водоемов данного региона в современных условиях). В течение этого же времени повышенные содержания элемента могут наблюдаться и в рыбе, обитающей в реке ниже плотины (вплоть до ее устья).

Обитающая в Катуни рыба (встречается, главным образом, таймень, Hucho taimen, и хариус, Thumallus arcticus arcticus) не служит заметной частью рациона местных жителей. Высокая мутность воды и гидрологические особенности реки в значительной мере подавляют биологическую продуктивность ее экосистемы. Проектируемое водохранилище, как и река не будет иметь какого-либо рыболовно-хозяйственного значения из-за его низкой рыбопродуктивности. Даже если содержание ртути в рыбе на протяжении первоначального периода существования водоема было бы повышенным, местные жители все равно не смогли бы потреблять рыбу в количествах, достаточных для появления опасных симптомов накопления монометилртути в их организмах. Это означает, что воздействие возможной ртутной проблемы в Катунском водохранилище на местное население было бы незначительным.

В ходе работ по выявлению присутствия ртути в бассейне Верхней Оби впервые было изучено содержание ртути в рыбе одного из первых водохранилищ в Сибири — Новосибирского [7, 19]. Это довольно большое, но мелководное водохранилище с объемом в 8,8 км^3 при площади в 1070 км. Из 60 отловленных в 1989 г. экземпляров судака (Liicioperca lucioperca) и леща (Abramis brama) у 20% было превышение значения 0,5 мг/кг. Максимальная среди всех образцов, концентрация была велика (5,3 мг/кг). Однако эти данные, особенно в части высоких концентраций, по ряду обстоятельств — требуют тщательной проверки [19]. Отметим, что водохранилище было заполнено в конце 50-х гг., поэтому пик содержания ртути в рыбе видимо уже прошел. Несколько повышенные концентрации, отмечаемые в настоящее время, могут являться следствием геохимических особенностей бассейна Верхней Оби, а также испытываемой данным водоемом существенной антропогенной нагрузки.

Невысокое содержание ртути характерно, по предварительным данным, для одного из обитателей водохранилищ Волжского каскада — леща [6]. Во всех восьми обследованных водохранилищах оно находилось в пределах 0,01 -0,05 мг/кг. В то же время в этой же работе сообщается об очень высоком содержании элемента в донных отложениях самого верхнего водохранилища — Иваньковского (в среднем 5 мг/кг, в других оно на порядок и более ниже). К сожалению, это единственные данные для столь крупного объекта. Пик ртутной проблемы в его водохранилищах, скорее всего, также остался в прошлом. Но, принимая во внимание большую антропогенную нагрузку на эти водоемы и их значительное рыбохозяйственное использование, приведенные данные требуют проверки и возможного уточнения.

В отечественной литературе имеются сведения о повышенном содержании ртути в рыбе из водохранилища, подверженного ярко выраженному ртутному загрязнению. Речь идет о Самаркандском водохранилище на р. Нура, Центральный Казахстан [21]. На его берегах расположен город Темиртау, чрезвычайно индустриализованный и со значительным использованием ртути в ряде производств (особенно в ацетальдегидном). По

оценкам, промышленный сброс ртути в этот водоем, активно используемый для водоснабжения и рекреации, составляет 500-700 кг в год. Как следствие, ее содержание в абиотических компонентах экосистемы достаточно велико: в воде 0,2-0,4 мкг/л по одним данным [8] и 0,8 мкг/л — по другим |21]. В свете современных представлений |39] такие значения следует считать, видимо, завышенными, однако факт высокого содержания ртути в Самаркандском водохранилище не вызывает сомнений. Это отмечается и по обитающей в нем рыбе: в мышечной ткани карася весом 100-150 г концентрация элемента была в пределах 0,3-2,8 мг/кг [8].

К сожалению, основная часть информации по водохранилищам бывшего СССР относится либо к водоемам с признаками локализованного ртутного загрязнения, либо к достаточно старым. Строго говоря, эти примеры не находятся в основном русле проблемы, затрагиваемой данным обзором. В отечественной практике существует только одно исследование, посвященное ртути в рыбе из недавно созданного водохранилища [11]. Таким водохранилищем является Курейское, построенное на притоке Енисея — р. Курейка. Оно расположено на плато Путорана в зоне вечной мерзлоты. Этот довольно крупный водоем с объемом примерно в 10 $см^3$ и площадью в 560 $км^2$ был заполнен летом 1989 г. [14]. Проведенное в 1992 г. обследование выявило следующую картину: среди трех видов — сиг, щука и окунь — содержание ртути было самым низким в сиге; (0,07-0,38 мг/кг) [11]. Более высокие значения характерны для щуки (0,50-0,64 мг/кг), и максимальные — для окуня (0,76-0,84 мг/кг). Отметим, что во всех отловленных экземплярах щуки и окуня (общим количеством 8) содержание ртути в мышечной ткани превышало отечественный норматив ПДК. Интересно, что соотношение между концентрациями в сиге и щуке было очень сходным с отмечаемыми для известных канадских водохранилищ [53].

Информация по Курейскому водохранилищу достаточно надежна только для одного года (1992), кроме того, неизвестно, какой уровень ртути в разных видах рыбы данного региона следует считать фоновым. Нет данных и о ее содержании в рыбе реки перед созданием гидроузла. Все это делает невозможным интерпретировать эти данные как указание на типичную картину ртутной проблемы в водохранилище, но для окончательных выводов необходимы дальнейшие исследования.

Глава 3.
Механизм возникновения феномена

Анализ случаев проявления ртутной проблемы водохранилищ позволяет сделать вывод о том, что повышенное содержание ртути в рыбе — довольно типичное явление для искусственных водоемов в первые годы их существования. На масштаб и временную продолжительность этого явления влияют географические, климатические и гидрологические условия, однако и в целом его можно считать универсальным и естественным этапом в эволюции любого водохранилища. То, что в мировой литературе представлены главным образом, водоемы Северной Америки и Скандинавии, связано не с ярко выраженной геохимической аномалией этих регионов, а с характерным для этих стран повышенным вниманием к экологическим проблемам и условиях интенсивного использования гидроресурсов. В других странах ртутная проблема в создаваемых водохранилищах остается вне поля зрения и проходит незамеченной.

При отсутствии антропогенных источников, а именно это и определяет специфику ртутной проблемы водохранилищ, она обусловлена поступлением ртути из верхнего, гумусового слоя затопленных почв и остатков растительного покрова. При этом содержание общей ртути (суммы неорганических и органических форм) в абиотических компонентах экосистем может быть невелико — на уровне, не превышающем считающиеся фоновыми значения. Даже при таком «естественном» содержании ее количества, поступающего из затопленных почв в ферме монометилртути, достаточно для накопления в гидробионтах в значительных концентрациях. Данное соединение обладает более высокой способностью к биоаккумуляции, усилению концентраций при движении по пищевым цепям и более сильным токсическим действием, чем неорганические формы. Поэтому даже при фоновых содержаниях ртути в элементах окружающей среды интенсивное протекание процессов метилирования может создать потенциальную опасность. В водохранилищах в первые годы их существования могут складываться условия для метилирования ртути, уже находящейся в окружающей среде в более экологически нейтральных формах. Поэтому причину повышенного содержания ртути в рыбе водохранилищ следует искать в причинах возникновения благоприятной обстановки для жизнедеятельности микроорганизмов, метилирующих ртуть, или, что менее вероятно (или встречается более редко), в появлении возможности эффективного метилирования абиотическим (химическим) путем.

Еще раз следует подчеркнуть, что общее количество ртути не является лимитирующим фактором для возникновения ртутной проблемы. Об этом свидетельствует тот факт, что содержание ртути в рыбе редко значимо коррелирует с ее содержанием в донных отложениях. Более того, в ряде модельных экспериментов показано, что скорость образований метилртути слабо зависит от общего количества ртути, присутствующего в

среде [25, 26]. Согласно данным этих авторов, при увеличении концентрации неорганической ртути в 10 раз выход метилртути возрастает в 1,5-2 раза (в зависимости от окислительно-восстановительных условий). Результаты натурных наблюдений [50] показывают, что рост содержания, метилртути может наблюдаться и на фоне снижения содержания неорганической ртути. В рассмотренной в данной работе водной системе «река — цепь гипертрофных озер» концентрация общей ртути в компонентах среды убывала вниз по течению, в то время как концентрация ее небольшой доли метилртути (не более 10% от общей) в целом увеличивалась, давая пиковые значения вблизи мест поступления обогащенных органическим веществом и биогенными элементами сточных вод.

Таким образом, лимитирующим звеном в метилировании ртути является степень микробиальной активности. Проще говоря, ртути в окружающей среде всегда достаточно; и лишь небольшая ее часть может быть переведена в метилртуть благодаря деятельности микроорганизмов. Поэтому любое улучшение условий их существования способно привести к увеличению скорости метилирования. Идеальными для этого процесса условиями считаются следующие [51]:

1) большое количество органического вещества;
2) низкое содержание кислорода;
3) низкое содержание сульфидов (H_2S или FeS);
4) близкие к нейтральным значения pH (6,0-7,5).

Именно такая обстановка, например, в донных отложениях водоемов северной Манитобы. Однако с той или иной скоростью метилирование протекает в более широком диапазоне физико-химических условий, подавляясь полностью только при экстремальной обстановке: pH <5 или присутствие больших количеств H_2S. Это отражает участие в данном процессе самых разнообразных видов микроорганизмов, каждый из которых наиболее активен при благоприятном для него сочетании параметров среды. К ним принадлежат как аэробные, так и анаэробные виды (включая и метаногенные бактерии). Всё вышесказанное справедливо и к деметилирующим микроорганизмам, поддерживающим природное равновесие между органическими и неорганическими соединениями ртути и сдерживающим перевод всей ртути в метиловую форму даже при самых идеальных для этого условиях.

Привнесение питательного субстрата для микроорганизмов (остатков растительности, мхов и т.д.) в водоемы приводит к росту скорости метилирования лишь до определенного предела, После которого добавки дают обратный эффект, видимо, это связано с перестройкой сообществ донных микроорганизмов в пользу доминирования деметилирующих ртуть штаммов. Другой возможной причиной является снижение доступности ртути микроорганизмам из-за ее связывания сульфидной серой и селеном, поступающими в донные отложения при деструкции больших объемов затопленных органических веществ.

В конечном итоге уровень метилртути в донных отложениях водоемов, и, как следствие, уровень ртути в рыбе определяются той скоростью, с которой микроорганизмы конвертируют неорганическую ртуть в ее метиловую форму. Важную роль играет и то, в каких соединениях неорганическая ртуть присутствует в окружающей среде. Затопление территорий

зачастую не только повышает количество необходимого микроорганизмам питательного субстрата, но и создает источник относительно мобильных, легкорастворимых форм неорганической ртути, доступных для микроорганизмов. Таким источником является затопленная растительность, всегда содержащая ртуть. При ее деструкции ртуть высвобождается. До тех пор, пока продолжается разложение затопленной органики в волной среде, существуют как питательный субстрат для микроорганизмов, так и дополнительный источник ртути. После завершения этих процессов жизнедеятельность микроорганизмов снижается, ртутная нагрузка на гидробионты падает и с определенным запаздыванием во времени начинает уменьшаться содержание ртути в рыбе.

Естественно, что на скорость разложения затопленного органического вещества влияет широкий набор факторов. В северных районах деструкция происходит медленно. С одной стороны, это затягивает продолжительность интенсивного протекания процессов метилирования ртути и связанного с этим ее повышенного содержания в рыбе, с другой — устойчивость органики к разложению в таких условиях несколько снижает микробиальную активность, и, следовательно, уровень ртути в рыбе должен быть более низким, чем при интенсивной деструкции. В умеренных широтах эти процессы протекают более быстро, содержание ртути в рыбе растет до более высоких значений, однако возвращение к исходным значениям наступает за более короткий период времени. Поэтому продолжительность существования ртутной проблемы в водохранилищах умеренных широт может занимать несколько лет в отличие от субарктической зоны, где это может продолжаться несколько десятилетий. Отметим, что данные геогра-фо-климатические факторы определяют лишь общую тенденцию, конкретные гидрологические, физико-химические и гидробиологические особенности индивидуального водоема могут значительно повлиять на общую картину.

Возникновение ртутной проблемы при заполнении водохранилищ можно рассматривать как срабатывание своеобразной «химической мины замедленного действия» (так называемой СТВ, Chemical Time Bomb, [31]). Этим понятием обозначают феномен внезапного появления острого негативного или опасного следствия присутствия загрязняющих веществ в природных объектах в результате относительно более плавного и медленного изменения каких-либо параметров внешней среды. Наиболее характерные примеры действия таких «мин» связаны с внезапным возрастанием подвижности химических соединений, долгое время накапливающихся в донных отложениях водоемов или почвах в достаточно малоподвижных формах.

Традиционно почвы и донные отложения водоемов считаются своеобразным стоком для многих поллютантов, т.е. резервуарами, где они могут достаточно надежно захораниваться. Однако буферная емкость таких систем не беспредельна, она исчерпывается и система перестает принимать новые порции загрязняющих веществ. Это приводит к резкому всплеску загрязнения, поскольку возможность вывода вещества из системы прекращается. Важным моментом в концепции химической мины является го, что буферная емкость может зависеть от набора параметров, которые мо-

гут меняться как часть каких-либо других изменений состояния окружающей среды.

Классическим примером служит ситуация с присутствием в почках алюминия [31]. При значениях pH>4,2 буферная емкость типичных почв по отношению к этому металлу велика, и они могут содержать его значительные количества в малоподвижных, экологически относительно нейтральных формах. Кислотные осадки, выпадающие на почву, стремятся окислить ее, но большой запас основных катионов буферирует величину pH. Однако когда этот запас исчерпаемся, pH начинает резко смещаться в область меньших значений и при переходе через точку, равную 4,2, происходит резкое освобождение больших количеств алюминия. Токсичный металл поступает в почвенную влагу и грунтовые воды, как следствие, наблюдается ряд внешних остро негативных проявлений его присутствия таких, как деградация лесных массивов или массовая гибель рыбы.

Ртуть, рассеиваясь из природных зон минерализации или поступая из антропогенных источников, мигрирует по ландшафтам и накапливается в некоторых компонентах окружающей среды, например, в верхнем гумусовом горизонте почв или растительном покрове. Там она находится в относительно малоподвижных, связанных и экологически нейтральных формах. Однако при создании водохранилищ происходит резкая перестройка ландшафта. Верхний слой почв вместе с остатками растительного покрова превращается в донные отложения искусственного водоема. Резкая: вспышка активности разрушающих органику микроорганизмов переводит ртуть в чрезвычайно биологически активную форму монометилртути. Заложенная мина сработала, и мы можем наблюдать все последствия этого «взрыва».

Возможен и другой сценарий этого явления. Условия в созданном водохранилище могут оказаться неблагоприятными для метилирования или биоаккумуляции ртути. Свежезатопленные почвы захораниваются взвешенным веществом реки. Формируются донные отложения, содержащие определенное количество ртути, поскольку она присутствует во взвешенном материале. Поступающая в водоем ртуть осаждается на дно и накапливается в донных отложениях, будучи малодоступной гидробионтам. Этот процесс можно рассматривать как зарядку «мины замедленного действия». Возрастание антропогенной нагрузки на водоем может привести к увеличению.величины pH воды, росту количества органики в воде или донных отложениях, изменению кислородного режима в придонных слоях и норовых водах донных отложений, а также к другим, зачастую трудно предсказуемым изменениям параметров состояния среды. Сравнительно плавные количественные изменений могут смениться качественным скачком возникают благоприятные для метилирования условия, и содержание ртути в рыбе резко возрастает. Медленное «эволюционное» накопление качества сменяется катастрофическим «взрывным» событием — срабатывает заложенная химическая мина. В данном случае «взрыв» индуцируется микробиальной активностью, т.е. параметром, который формально не имеет отношения к накапливаемой ртути и изменяется независимо от ее количества.

В настоящее время концепция химической мины замедленного действия начинает все более широко применяться в мировой литературе, осо-

бенно в связи с загрязнением природной среды тяжелыми металлами. В интересующем нас аспекте ртутной проблематики следует отметить рассмотрение с данных позиций печально знаменитого инцидента в заливе Минамата [31], а также оценку возможных последствий современного; ртутного загрязнения бассейна Амазонки вследствие добычи золота [61]. Такой подход представляется плодотворным в контексте систематизации и лучшего осознания тесной взаимосвязи всех протекающих в биосфере процессов.

Глава 4.
Возможные превентивные меры

Как только была осознана важная экологическая роль присутствия ртути в компонентах водных экосистем» начался поиск различных методов снижения потенциальной угрозы для человека при употреблении в пищу обитателей таких вод. Обзор мероприятий, рекомендуемых различными авторами, представлен в работе [89]. Среди них есть даже такие экзотические, как сбрасывание старых автомобилей на дно водоемов, поскольку «железо удаляет растворимую ртуть». Большинство из них направлены на изоляцию источника ртути (загрязненных донных отложений) или нейтрализацию их влияния на вышележащую водную толщу, поэтому они не могут быть применимы для смягчения ртутной проблемы в создаваемых водохранилищах. Для последних, по мнению авторов обзора [89], необходимы серьезные комплексные научные исследования» направленные на выявление и оценку возможных источников ртути в проектируемом или существующем водоеме. Если в их ходе будет установлено, что ожидаемое или существующее загрязнение носит временный характер, то предпочтительно ограничиться введением контроля за содержанием ртути в рыбе и ее выловом (до полного запрета). В более серьезных случаях рекомендуется полное удаление растительного покрова, а при необходимости и верхнего, обогащенного ртутью и гумусовым веществом слой почв в зоне затопления. В свете современных представлений это, видимо, наиболее радикальный способ предотвращения возникновения ртутной опасности в водохранилищах.

Для существующих водоемов с высоким содержанием ртути в рыбе улучшить ситуацию можно с помощью добавок в воду соединений селена [27, 92]. Образующийся селенид ртути обладает чрезвычайно низкой растворимостью в воде, что связывает ртуть и резко снижает ее биодоступность для гидробионтов, в том числе и для метилирующих микроорганизмов. Возможно, что влиянием селена объясняется описанный в литературе феномен низкого содержания ртути в рыбе и питающихся ею теплокровных видах (выдра и норка) вблизи гигантского металлургического комплекса Садбери в канадской пров. Онтарио, загрязняющего природную среду соединениями меди, никеля, свинца, мышьяка, железа и селена [100]. По мере удаления от комплекса концентраций металлов в донных отложениях водоемов падает, а содержание ртути в биоте достоверно возрастает. По-видимому, процесс ее биоаккумуляции вблизи комплекса ингибируется присутствием значительных количеств селена (в воде — 0,2-0,4 мкг/л), хотя не исключено, что на метилирующие микроорганизмы угнетающе действуют и другие металлы, тоже присутствующие в высоких концентрациях. Возможно, что селен в какой-то мере причастен и к разнице в содержании ртути в рыбе финских водохранилищ и природных озер (см. рис. 2.5), Поскольку в изученных водохранилищах он присутст-

вует в меньших концентрациях, а ртуть — в больших по сравнению с естественными водоемами [86].

В настоящее время в Швеции выполняются исследования практических сторон использования добавок селена (например, в форме: Na_2SeO_3) для снижения содержания ртути в рыбе [27]. Предварительные результаты показывают принципиальную эффективность данного способа — увеличение концентрации селена в воде экспериментального озера от 0,4 до 2-4 мкг/л. в течение 1984-1986 гг. способствовало снижению содержания ртути в. рыбе (щука и окунь) в 2-3 раза. Этот метод начинает рекомендоваться для практическою использования в крупных водоемах при достаточно высоких значениях pH воды [65]. При этом необходимо тщательно соблюдать дозировку: содержание селена в воде не должно превышать 1-2 мкг/л, а в рыбе (например, окунь) 2-3 мг/кг. Это может существенно улучшить ситуацию, особенно для сильно загрязненных систем, но остающиеся неясными некоторые вопросы влияния селена на гидробионтов препятствуют широкому внедрению метода. Для водоемов с низким значением pH воды (<6,4) Агентство по охране окружающей среды Швеции (Swedish Environmental Protection Agency) предлагает добавлять известь в воду или на поверхность площади водосборного бассейна. В этой стране примерно в 10’000 озер рыба содержит ртуть в концентрациях, превышающих нормативный показатель 1 мг/кг [45]. Одна из причин этого — отмечаемое в последние десятилетия снижение pH воды за счет выпадения кислотных осадков в условиях низкой буферности водоемов. Повышение кислотности воды, как показано во многих экспериментах и натурных исследованиях (например, [78]), увеличивает биодоступность ртути, поэтому ее повышенное содержание в рыбе многих водоемов мира является одним из следствий глобальной проблемы антропогенное индуцированного ухудшения качества поверхностных вод. В рамках программы «Известкование—ртуть—цезий», выполнявшейся в Швеции в течение 1986-1989 гг.; на 95 озерах, целенаправленно исследовалась возможность уменьшения концентрации ртути в рыбе путем повышения pH добавками извести [44, 65]. Этот метод оказался простым и эффективным. Он давал уменьшение на 30% концентрации элемента в окуне в течение двух лет, в последующие два года снижалось и его содержание в щуке (на 15-40%). Возможно, что снижение кислотности при известковании озер — не единственная причина наблюдаемого эффекта, определенную роль может играть и рост содержания ионов кальция в воде. В любом случае, метод рекомендуется в практических целях, причем предпочтение следует отдавать внесению извести на площадь водосборного бассейна, а не в воду озера. Первый вариант дает более устойчивый и длительный эффект [65].

Данный метод применим для небольших водоемов (с площадью 1-10 $км^2$). Для них же существует альтернативный способ, также рекомендуемый Агентством по охране окружающей среды Швеции [65]. Интенсивный вылов рыбы из водоема (до 25% от общей численности) снижает содержание ртути в щуке на 20-30% через 4 года, прежний уровень восстанавливается только через 8-10 лет.

Впервые данное явление было обнаружено в начале 80-х гг. [42]. В одном из небольших шведских озер после интенсивного вылова рыбы че-

рез два года в оставшейся части популяции содержание ртути снизилось примерно в 2 раза и оставалось на таком уровне в течение четырех лет. Физическое удаление рыбы не уменьшило общего количества ртути и водоеме, поскольку во всей отловленной рыбе ее было только 0,5 г, тогда как весь запас в верхнем 3-сантиметровом слое донных отложений озера оценивался в 50 г. Причины отмеченного эффекта до конца поняты не были. Возможно, что снижение концентрации ртути обусловлено сменой кормовой базы щук, их переходом на питание плотвой вместо молоди щук и окуня. Интенсивный вылов щуки снимает давление на плотву, ее популяция начинает расти и играть все большую роль в диете оставшихся щук. Последние, переходя на пищу с меньшим содержанием ртути, естественным образом откликаются на это.

Специальные исследования данного явления проводились в Финляндии [95, 96]. Отрабатывались две возможные причины влияния вылова на содержание ртути:

а) снижение численности популяции ведет к созданию более благоприятных условий для оставшихся особей, они начинают расти более быстро, и, как следствие, в меньшей степени накапливать ртуть (так называемое разбавление ростом) [75];

б) удаление части метилртути вместе с рыбой и исключение ее из кругооборота в водоеме.

Однозначного вывода в пользу одного из вариантов так и не удалось сделать, возможно, что действует сочетание разных факторов, в том числе и смена рациона. С практической же точки зрения метод достаточно дешев и надежен. Кроме того, в отличие от других, он является наиболее «естественным», и, вероятно, не приводящим к побочным негативным последствиям. При этом необходимо помнить о его применимости только к достаточно небольшим водоемам.

Другой возможный способ снижения концентрации ртути в рыбе основан на следующем экспериментально установленном факте: ртуть в донных отложениях, будучи «погребенной» на глубину более 2 см, не включается в трофические цепи водоемов [92]. Данное утверждение не является универсальным законом, Толщина такого изолирующего слоя может зависеть от многих факторов, например, от гранулометрического состава донных отложений или характеристик водного потока. Тем не менее, очевидно, что активно влияет на гидробионтов только тонкий поверхностный слой донных отложений. Перекрытые более чистым материалом сильно загрязненные донные отложения выходят из рассматриваемой системы, если нет процессов их размыва и переотложений [83]. Поэтому в качестве превентивной меры можно рекомендовать искусственное взмучивание, донных отложений вверх по течению от загрязненных участков с целью их захоронения или, разбавления материалом с более низким содержанием ртути или органических веществ.

И, наконец, в качестве дополнительной меры рекомендуется введение контроля за переработкой берегов водохранилищ и применение, при необходимости, специальных акций по ее предотвращению [89]. Увеличение протяженности береговой линии и происходящий при этом размыв почвенного горизонта может увеличить поступление ртути и гумусовых веществ в воду.

Важно подчеркнуть, что до настоящего времени методы способные смягчить или сиять ртутную проблему широкого практического использования не получили. Речь идет лишь о небольших озерах или экспериментальных объектах типа озер. Это обусловлено как техническими сложностями их применения или резким удорожанием стоимости проекта, так и возможными побочными труднопредсказуемыми последствиями. Поэтому довольно убедительна точка зрения известного канадского специалиста по данной проблеме Т. Джэксона, который считает, что «самым разумным было бы просто предоставить систему самой себе и позволить ей достичь своего естественного состояния» [51]. Именно так поступают сейчас на канадских гигантах (комплекс «Ла-Гранд» и проект «Черчилл-Нельсон»); ограничиваясь лишь регламентацией использования рыбы в пищу (нормы потребления, предпочтительные виды, рекомендуемые водоемы). При этом интенсивно ведутся исследовательские работы по механизмам метилирования и биоаккумуляции ртути, а также эксперименты по воздействию на эти процессы с целью возможного управления ими.

В силу того, что феномен повышенного содержания ртути в рыбе в недавно созданных водохранилищах является их универсальным свойством, его необходимо учитывать при проектировании любого искусственного водоема, где бы он ни создавался. Особенно важно это для регионов, где рыболовство играет существенную роль в жизнедеятельности населения. Самая радикальная мера в данном случае — удаление растительного покрова и верхнего горизонта почв зоны затопления — увеличит стоимость любого проекта. Однако при отказе от такой акции следует быть готовым к, тому, что вероятное, повышенное содержание ртути в рыбе в течение первых лет (а то и десятилетий) заставит нести дополнительные расходы (затраты на развертывание сети надежного мониторинга за содержанием ртути в рыбе и ртутной нагрузкой на местных жителей, компенсация потерь при сокращении рыболовства и т.д.). В любом случае при проектировании водохранилищ необходимы самые тщательные предварительные изыскания, связанные с оценкой масштаба и временной продолжительности ртутной проблемы в будущем водоеме. При отсутствии достаточно надежных методов количественного прогнозирования чрезвычайно сложной совокупности различных процессов, протекающих при создании водохранилищ, самым надежным способом такой оценки является использование информации по другим, уже существующим в аналогичных природных условиях водоемам [51, 84, 89]. Поэтому при проектировании водохранилищ наряду с полевыми изысканиями нужны также сбор и анализ всей информации по водоемам. Следует отметить, что в нашей стране необходимость такой деятельности была впервые осознана в связи с научной экспертизой проекта Катунской ГЭС; Использование мирового опыта позволило оценить возможные масштабы ртутной проблемы в проектировавшемся водохранилище [5, 19, 90, 93J.

Заключение

Подавляющая часть публикаций по данной теме отражает, как в этом мог убедиться читатель, зарубежный опыт. Хочется надеяться, что по мере стабилизации экономической ситуации и выхода экологических проблем из нынешней густой тени политических и экономических, возможности изучения реакций окружающей среды на различные антропогенные воздействия расширятся и в России.

Гидроэнергетические ресурсы планеты неизбежно будут осваиваться в той или иной степени. Особенно это касается Сибири, поскольку здесь сосредоточена подавляющая часть колоссального российского потенциала. В значительной степени он остается еще неосвоенным. И очень важно, чтобы в любом случае решение по каждому объекту принималось с полным осознанием его возможных последствий. А для этого необходимо не только развитие методов оценок степени ожидаемого риска, но и знание чужого опыта, в том числе чужих ошибок и достижений. Автор считал бы свою задачу выполненной если бы данный труд содействовал более широкому осознанию и распространению опыта тех, кому довелось столкнуться с таким интересным и экологически значимым явлением, как ртутная проблема водохранилищ.

Литература

1) Авакян А.Б., Корсакова А.В. Водохранилища Канады и их влияние не окружающую среду // Вод. ресурсы. — 1991. — №6. — С. 177-189.
2) Авакян А.Б., Салтанкин В.П., Шарапов В.А. Водохранилища. — М.: Мысль, 1987. — 325 с.
3) Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. — Д.: Агропромиздат, 1987. — 142 с.
4) Варшал Г.М., Буачидзе Н.С. Исследование сосуществующих форм ртути (II) в поверхностных водах // Журн. аналит. химии. — 1983. — Т. 38, №12. — С. 2156-2167.
5) Васильев О.Ф., Сухенко С.А. Об экологическом риске при создании Катунского водохранилища в связи с наличием ртутных аномалий на площади водосборного бассейна // Гидротехн. стр-во, — 1993 г. №10. — С. 9-11.
6) Ганеева М.В., Цельмович О.Л., Широкова М.А. Ртуть в водохранилищах, Волжского каскада // Тез. докл. на Всесоюз. симпоз. «Ртуть в реках и водоемах» — Новосибирск, 1990. — С. 17.
7) Грошева Е.И. Ртуть и селен в гидробионтах озера Байкал и Новосибирского водохранилища // Там же. — С. 42.
8) Кочарян А.Г., Морковкина И.К., Сафонова Т.А. Поведение ртути в водохранилищах и озерах // Поведение ртути и других тяжелых металлов в экосистемах: Аналит. обзор. Ч. 3. Закономерности миграции и региональные особенности / ГПНТБ СО АН СССР. — Новосибирск, 1989. — С. 88-127.
9) Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. — Л.: Гидрометеоиздат, 1986. — 271 с.
10) Ломоносов И.С., Шепотько А.О. Геохимическая сценка поведения ртути при; создании Катунского водохранилища // Вод. ресурсы. — 1989. — №3. — С. 118-126.
11) Методические особенности определения ртути в образцах рыб (на примере Курейского водохранилища) / Т.Г. Ланердина, Р.Б. Аскарова, Т.С. Папина и др. // Журн. аналит. химии, — 1995 (в печати).
12) Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния: Пер. с англ.- М.: Мир, 1987. — 288 с.
13) Ртуть (Критерии санитарно-гигиенического состояния окружающей среды, 1) / ВОЗ. — М.: Медицина, 1979. — 149 с.
14) Сороковикова Л.М. Формирование гидрохимического режима Курейского водохранилища в первые годы наполнения // Вод ресурсы. — 1994. — Т. 21, №6. — С. 662-666.
15) Сухенко С.А. Ртутная проблема в водохранилищах // Поведение ртути и других тяжелых металлов в экосистемах: Аналит. обзор. Ч. 3. Закономерности миграции и региональные особенности / ГПНТБ СО АН СССР. — Новосибирск, 1989. — С. 128-140.
16) Сухенко С.А. Ртуть в водохранилищах Канады // Вод. ресурсы. — 1994. — Т. 21, №2. — С. 240-246.
17) Сухенко С.А. О возможности метилирования и биоаккумуляции ртути в водохранилище проектируемой Катунской ГЭС// Вод. ресурсы. — 1995. — Т. 22, №1. — С. 78-84.

18) Трахтенберг И.М., Коршун М.Н. Ртуть и ее соединения в окружающей среде. — Киев: Выща шк., 1990. — 232 с.
19) Экологические аспекты проекта Катунской ГЭС, обусловленные наличием ртути в природной среде Горного Алтая / О.Ф. Васильев, С.А. Сухенко, А.А. Атавин и др. // Вод.-ресурсы. — 1992. — №6. — С. 107-123.
20) Эмсли Дж. Элементы: Пер. С англ. — М.: Мир, 1993. — 256 с.
21) Янин Е.П. Ртуть в окружакицёй среде промышленного города / ИМГРЭ. — М., 1992. — 169 с.

22) Abernathy A.R., СитЬгг P.M. Mercury accumulation by largemouth bass (Microplehis salmoldes) In recently impounded reservoirs // Bul. Environ. Contamln. Toxlcpl: — 1977. — Vol: 17, N 5. — P. 595-602.
23) Berman M., Bartha R; Control of the methylation processes in a mercury-polluted aquatic sediment// Environmental Pollution. Ser. B.- 1986. — Vol. 11. — P. 41 — 53.
24) Berman M., Barlha K. Levels of chemical versus biological methylation of mercury in sediments // Bui. Environ. Contamln. Toxlcol. — 1986. — Vol. 36, N 3. — P. 401 — 404.
25) Bisogni J.J., Lawrence AW. Kinetics Of microblally mediated methylatlon of mercury in aerobic and anaerobic aquatic environments //Tech. report N 63, Cornell Unlv., Water Resources and Marine Sconces Center, Ithaca. — N. Y., 1973. — 180 p.
26) Bisogni J.J., Lawrence A.W. Kinetics of mercury methylation in aerobic and anaerobic aquatic environments//J. Water Pollut. Control Fed. — 1975. — Vol. 47. — P. 135- 152.
27) Bjornberg A., Makanson L., Lundbergh K. A theory on the mechanisms regulating the bloavailiability of mercurj- In natural waters // Environmental Pollution. — 1988. — Vol. 49, N 1.- P. 53-61.
28) Bloom N.S., Watras C.J. Observations of methylmercury in precipitation// Sci. Total Environ. — 1989. — Vol. 87/88. — P. 199 — 207.
29) Bodaly R.A., Неску R.E., Fudge R.J.P. Increases in fish mercury levels in lakes flooded by the Churchill River diversion, northern Manitoba // Canad. J. Fish. Aquat. Sd. — 1984. — Vol. 41, N 4, — P. 682 — 691.
30) Canada-Manitoba Agreement on study and monitoring of mercury in the Churchill River diversion. Summary report. — Winnipeg; Manitoba (Canada), 1987. — 77 p.
31) Chemical time bombs: definition, concepts, and examples. Executive report 16 (CTB Basic Document 1). International Inst. for Applied Systems Analysis / Ed. W.M. Stigllahl. — Laxenburg (Austria), 1991. — 23 p.
32) Cooper J.J. Total mercury in fishes and selected biota in Lahontan reservoir, Nevada // Bui. Environ. Contain. Texicol. — 1983. — Vol. 31, N 1. — P. 9 — 17.
33) Craig P.J., Moreton P.A. total mercury, methyl mercury and sulphide in the river Carrori sediments // Marine Pollution Bul- 1979. — Vol. 14, N 11. — P. 408 — 411.
34) Craig P.J., Moreton P.A. The role of speciation in mercury methylation in sediments and water// Environmental Pollution. Ser. B. — 1985. — Vol. 10. — P. 141 — 158.
35) Ecological monitoring program of the La Grande Complex 1978-1984 / D. Roy, M. Laperle, J. Boudreaut et al. // Summary report. Soeiete d'energic de la Bale James. Direction Ingenlere et Envlronnement. — Montreal (Canada), 1986. — 62 p.
36) Ellis D. Environments at risk. Case histories of Impact assessment. — Berlin; Heidelberg: Springer-Verlag, 1989. — 329 p.

37) Evolution of mercury levels in fish of the La Grande hydroelectric complex, Quebec (1978-1989) / D. Brouard, C Demers, R. Lalumiere et al. // Summary report of Hydro-Quebec and Shooner. — Montreal (Canada), 1990. — 98 p.
38) Factors affecting the mobilization, transport, and bioavailability of mercury in the reservoirs Of the Upper Missouri river basin / G.R. Phillips, P.A. Medvick, D.R. Skaar, D.E. Knight // Fish and wild life technical report. U.S.Department of the interior fish and wild life service. — Washington, DC, 1987. -.Vol. 10. P. 1 — 64.
39) Fitzgerald W.I., Watras C.J. Mercury in surficial waters of rural Wisconsin lakes // Sci. Total Environ. — 1989. — Vol. 87/88. — P. 223 — 232.
40) Freedman B. Environmental ecology. — San Diego: Academic Press Inc, 1989. — 424 p.
41) Gavis J., Ferguson J.F. The cycling of mercury through the environment // Water Research. — 1972.-Vol. 6. — P. 989 — 1008.
42) Gotliberg A. Intensive fishing — a way to reduce the mercury level in fish // Ambio. — 1983. — Vol. 12. — P. 259-261.
43) Guertin G. Incidences sur I'environnement du projet d'amepagement hydrocleclrique lie la baic James // Colloque internailonal sur «('incidence des grands prpjets dameimgement hydraiilique sur lenviionnement. — Paris, 1986. — P. 1 — 14
44) Hakanson L. Projektplan Kalkning-Kvicksilver 198J5-1989//SNV Rapport 3097. Sohm (Sweden), 1986. — 29 p.
45) Hakanson L., Nilsson A., Anderson T. Mercury in fish in Swedish lakes // Viromental Pollution. — 198S. — Vol. 49, N 2. — P. 145 — 162.
46) Hakanson L., Anderson T., Nilsson A. Mercury in fish in Swedish lakes — linkages to domestic; and European sources of emission // Water, Air and Soil Pollution. — 1990. Vol. 50. — P. 171-191.
47) Huckiibee J.W., Elwood J.W., Hildebrand S.G. Accumulation of mercury in freshwater biota // The Biogeochemistry of Mercury in the Environment. — Amsterdam: Elsevier/North-Holland Biomedlcal Piess, 1979. — P. 277 — 302.
48) Hydro-electric power plants of the Amazon / A.P. Rodrigues, L.A.O. Santos, L.M.M. de Andrade et al. //Case report for the Second International Water Tribunal.- Amsterdam, 1992. — 76 p.
49) Increased methylmercury contamination in fish in newly formed reservoirs / R.H. Hecky, D.J. Ramsey, R.A. Bodaly, N.E. Strange // Advances in Mercury Toxicology- N. Y.: Plenum Press, 1991. — 1'. 33 — 52.
50) Jackson J.A. Methylmercury levels in a polluted prairie-lake system: seasonal and site-specific variations, and the dominant influence of trophic conditions // Canad. J. Fish. A.quat. Sci. — 1986. — Vol. 48, N 10. — P. 1873 — 1887.
51) Jackson J.A. Methylation, demethylatlon, and bioaccumulation of mercury in lakes and reservoirs of northern Manitoba, with particular reference to effects of environmental changes caused by Churchill-Nelson River diversion // Canada,-Maniioba Agreement on study and monitoring of mercury In the Churchill River diversion. Technical appendices to the summary report. — Manitoba (Canada), 1987. Vol. 2. — 58 p.
52) Jackson T.Л. The mercury problem in recently formed reservoirs of northern Manitoba (Canada): Effects of impoundment and other factors on the production of methylmercury by microorganisms in sediments // Canad; J. Fish. Aquat. Sci. -1988. — Vol. 45. — P. 97 — 121.
53) Jackson T.A. Biological and environmental control of mercury accumulation by fish in lakes mid reservoirs of nothern Manitoba // Canad, J. Fish. Aquat. Sci. — 1991. -Vol. 48, N 12. — P. 2449 — 2470.
54) James Hay. Mercury Committee. Report of activities 1987-1988. – Montreal (Canada), 1988. 20 p.

55) James Bay. Mercury Committee. Report of activities 1988-1989. – Montreal (Canada), 1990. — 17 p.
56) Jensen S., Jernelov A. Biological methylalion of mercury in aquatic organisms // Nature. — 1969. — Vol. 223. — P. 753 — 754.
57) Johnston T.A., Bodaly R.A., Mathias J.A. Predicting fish mercury levels from physical characteristics of boreal reservoirs // Canad. J. Fish. Aquat. Sci. — 1991. Vol. 48, N 8. — P. 1468 — 1475.
58) Kent J.C., Johnson D.W. Mercury, arsenic and cadmium in fish, water artd sediment of American Falls Reservoir, Idaho // Pesticides Monitoring J. — 1979. — Vol. 13, N 1. — P. 35-40.
59) Kersten M. Geochemistry of priory pollutants in anodic sludges: cadmium, arsenic, methyl mercury, and chlorinated organics // Chemistry and Biology of Solid Waste. — Berlin; Heidelberg: Springer-Verlag, 1988. — P. 170 — 213.
60) Kosatsky T., Dumont Ch. Determinants of exposure to melhylmercury along the James Bay Cree, 1987-1989. Cree Board of Health and Social Services of James Bay. Montreal; Quebec (Catiada), 1990. — 6 p.
61) Lacerda L.D., Solomons W. Mercury in the Amazon: a chemical time bomb? A report sponsored by the Dutch Ministry of Housing, Physical Planning and Environment. The Netherlands. — 1991. — 47 p.
62) Lindberg S.E. Mercury // Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment (SCOPE 31). — Chichester et al.: Wiley and Sons, 1987. — P. 17 — 34.
63) Lodenius M., Seppanen A., Herranen M. Accumulation of mercury in fish and man from reservoirs in Nothern Finland // Water, Air and Soil Pollution. — 1983. — Vol. 19, N 3. — P. 237 — 246.
64) May K., Stoeppler M., Reisinger K. Studies in the ratio total mercury/methyimercury In the aquatic food chain // Toxicol. Environ. Chem. — 1987. — Vol. 13. — P. 153 — 159.
65) Measures to reduce mercury i lake fish. Final report from the Uming-Mercury-Ceslum Project. English summary. SNV Report 3818, 1-189, Swedish Environmental Protection Agency, S-171 85. — Solna (Swedeti),'1990. — P. 8 — 23.
66) Medical Services Branch, Health and Welfare Canada. Mercury in hair of native people // Canada-Manitoba Agreement on study and monitoring of mercury in the Churchill River diversion. Technical appendices to the summary report. – Manitoba (Canada), 1987. — Vol. 4. — 83 p.
67) Mercury In the Swedish environment. Global and local sources / O. Lindqvist, A. Jernelav, K. Johansson, H.Rodhe//SNV PM 1816, Swedish Environmental Protection Agency, S-171 85. — Solna (Sweden), 1984. — 105 p.
68) Mercury in Swedish environment. Recent research on causes, consequences and corrective methods. — Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1991. — 261 p.
69) Mercury levels In walleyes from Wisconsin lakes of different water and sediment chemistry characteristics / R.C. Laihrop, K.C. Noonan, P.M. Guenther et at. // Tech. Bull. N 163. Department of Natural Resources. — Madison (Wisconsin), 1989. — 41 p.
70) Messier D., Roy D., Lemire R. Reseau do surveillance ecologique du complexe La Grande 1978-1984. Evolution du mercury dans la chair des poissons. Direction Ingenlere et Envlronnement, Societe d'energ'e de la Baie James, Montreal, Canada. — 1985. - 170 p.
71) Methylation of mercury by humic subslances in an aquatic environment /H. Nagase, Y. Ose, T. Sato, T. Ishlkawa // Set. Total. Environ. — 1982. — Vol. 24, N 2. -P. 133 — 142.
72) Methyimercury (Environmental health criteria, 101) /World Health Organization (WHO). — Geneva, 1990. — 145 p.
73) Moore J.W. Inorganic contaminants of surface water. — N. Y. et al.: Springer-Verlag, 1991. — 334 p.

74) Newbury R.W., McCullough G.R., Hecky R.E. The Southern Indian lake impoundment and Churchill River diversion //*Canad. J. Fish. Aquat. Sci. — 1984. — Vol. 41, N 4. — P. 548 — 557,
75) Norstrom R.J., McKinrton A.E., de Freiias A.S.W. A bioenergetics-based model for pollutant accumulation by fish. Simulation of PCB and methyimercury residue level in Ottawa River yellow perch (Perca fiavescens) // J. Fish. Res. Board. Canad. — 1976. -Vol. 33, N2. -P. 248-267.
76) Organic and inorganic mercury in the food chain of some lakes and raservoirs in Finland / K. Sunna-Aho, J. Paaslvlrta, S. ReRoJainen, M. Verta // Chemosphere. — Vol. 15, N 3. — P. 353 — 372.
77) Pacuna J.M. Atmospheric emissions of arsenic, cadmium, lead and mercury from high temperature processes in power generation and industry // Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic In the Environment (SCOPE 31). — Chichester et al.: Wiley and Soils, 1987.-P. 69-88.
78) Partitioning and bloavailablilty of mercury in an experimentally acidified Wisconsin lake / J.C. Wiener, W.F. Fitzgerald, C Watras, R.G. Rada// Environ, Toxicology and Chemistry. — 1990. — Vol. 9. — P. 909 — 918.
79) Pfeiffer W.C., Lacerda L.D. Mercury Inputs into the Amazon region, Brazil // Environ. Technology Letters. — 1988. — Vol. 9. — P. 325 — 330.
80) Phillips G.R., Lenhart T.E., Gregory R-W. Relation between trophic position and mercury accumulation among fishes from the Tongue river reservoir, Montana.// Environ. Research. — 1980. — Vol. 22. — P. 73 — 80.
81) Potter L., Kidd D., Standiford D. Mercury levels in lake Powell. Bioainplification of mercury in man-made desert reservoir // Environ. Sci. Technol. — 1975. — Vol. 9, N 1. — P. 41-46.
82) Principles of ecotcxicology (SCOPE 12). — N. Y.: Wiley and Sons, 1979. — 372 p.
83) Rada R., Findley J.E., Wiener J.G. Environmental fate of mercury discharged Into the Upper Wisconsin River // Water, Air, and Soil Pollution. — 1986. — Vol. 29. — P. 57 -76
84) Ramsey D.J., Ramlal P.S. Measurements of mercury methylation balance **I** relation lo qoncentrations of total merciiry in northern Manitoba reservoirs and their use in predicting the duration of fish mercury problems in new reservoirs // Canada-Manitoba Agreement on study and monitoring of mercury in the Churchill River diversion. Technical appendices to the summary report. — Manitoba (Canada), 1987. — Vol. 3. — 27 p.
85) Raphals Ph. The hidden cost of Canada's cheap power // New Scientist. — 1992. N 1808. — P. 50-54.
86) Selenium and mercury contents in nothern pike (Esox lucius L.) In Finnish man-made and natural lakes / J. Leskinen, O.V. Lindqvist, J. Lehto, P. Koivistoinen // Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland. — 1986. — N 65. — P. 72 -.79.
87) Smith F.A., Sharma R.P., Low J.B, Mercury and selected pesticide levels in fish and wild life of Utah: levels of mercury in fish // Bul. Environ. Toxicol. — 1974. — Vol. 12, N 1. — P. 153 — 157.
88) Source of mercury in fish in new impoundments / J.A. Cox, J.D. Carnalmn, J. Dl Nunzio et al. // Bui. Environ. Contam. Toxicol. — 1979. — Vol. 23, N 6. — P. 779 — 783.
89) Stokes P.M., Wren C.D. Bioaccumulation of mercury by aquatic biota in hydroelectric reservoirs: a review and consideration of mechanisms // Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment (SCOPE 31). — Chichester et 8).: Wiley and Sons, 1487. — P. 255 — 278.
90) Sukhenko S.A., Vasiliev O.F. Pre-impoundment study of mercury problem in the Katun reservoir, West Siberia // Fresenius Environ. Bui. — 1993. — Vol. 2. — P. 325 — 330.

91) The effects of water quality on ths mercury concentration of nothern P'ke (Esox lucius L.) in Finnish forest lakes and reservoirs / J. Mannio, M. Verta, I^s. Kortelainen, S. Rekolaincu // Publications of the Water Research, Institute, National Board of Waters, Finland. — 1986.-N 65. — P. 32 — 43.
92) The Englisli-Wabigoon River system. A syntesis of recent research on the Brtglish-Wabigoon River system With a view towards mercury amelioration / J.W. Rudd, M.A. Turner, A. Furutani el al. // Canad. J. Fish. Aqual. Sci. — 1983. — Vol. 40, N 12. - P. 2206 — 2217.
93) Vasiliev O.F., Sukhenko S.A. Pre-impoundment evaluation of ecological consequences of reservoir construction under conditions of mercury occurrence in fiver basin //' Mythological Science and Technology. — 1993. — Vol. 9. — P. 331 — 335.
94) Verta M., Recolainen S., Kinnunen K. Causes of increased fish mercury levels in .Finnish reservoirs // Publications of the Water Research Institute, National Board of Waters, Finland; — 1986. — N 65. — P. 44-58.
95) Verta M. Mercury in Finnish forest lakes and reservoirs: anthropogenic contribution to the load and accumulation in fish // Publications of the Water and Environmental Research Institute. National Board of Wafers and the Environment! Finland. — 1990.-N 6.-P. 1-33.
96) Verta M. Changes In fish mercury concentrations In an Intensively fished lake // Canad. J. Fish. Aquat. Sci. — 1990, — Vol. 47, N 10. — P. 1888-1897.
97) Winfrey M.R., Rudd J.W.M. Environmental factors affecting the formation of melhylmercury In low pH lakes: a review // Environ. Contam. Toxicol. — 1990. — Vol. 9. — P. 853-869.
98) Wood J.M. Biological cycles for toxic elements in the environment // Science. — 1974. — Vol. 183. — P. 1049-1052.
99) Wood J.M. Biological processes Involved in the cycling of elements between soil or sediments and the aqueous environment // Hydrobiologla. — 1987. — Vol. 149. P. 31-42.
100) Wren CD., Stokes P.M. Depressed mercury levels in biota from add and metal stressed lakes near Sudbury, Ontario // Amblo. — 1988. — Vol. 17, N 1. — P. 28-30.

Памяти Сергея Александровича Сухенко

Когда прочитанный Вами обзор был почти сверстан, мы получили известие о трагической гибели его автора, Сергея Александровича Сухенко.

Мы познакомились с ним в 1988 г., когда шла подготовка самого первого обзора (сборника) серии — «Поведение ртути и других тяжелых металлов в экосистемах». На нас произвели впечатление его молодая энергия, ответственность как ученого секретаря, внимательная и добросовестная редакционная работа и, главное, его компетентность и высокий научный уровень его частей обзора.

Прочитанный Вами обзор «Ртуть в водохранилищах» — работа законченная. И незаконченная. Сергей Александрович намеревался, вернувшись из командировки, дополнить обзор новейшими литературными и экспериментальными данными. Мы даже успели обговорить с ним, как это сделать, не нарушая готовой части работы, и быстрее, чтобы успеть издать обзор к конференций.

Увы…

Пусть эта последняя работа Сергей Александровича Сухенко послужит доброму делу.

Сотрудники Лаборатории информационно-системного анализа ГПНТБ СО РАН